

Kemikalier i tekstiler

Henrik Fred Larsen, Christian Helweg og Anne R. Pedersen
DHI – Institut for Vand og Miljø

Helle Buchardt Boyd
Dansk Toksikologi Center

Søren E. Lauresen og John Hansen
Teknologisk Institut

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.

Indholdsfortegnelse

Forord 7

Sammenfatning 9

Summary 17

Konklusion 25

1 Indledning 29

1.1 Baggrund 29

1.2 Formål 30

1.3 Rapportens opbygning 30

1.4 Anvendelighed 30

1.5 Afgrænsning 31

1.6 Metode 31

2 Afgrænsning i forhold til tekstilmarkedet i Danmark 33

2.1 Tekstiler og fibertyper omfattet af projektet 33

2.2 Markedet for overordnede produktgrupper 35

2.3 Opsummering 37

3 Mulige kemikalier i brugsklart tekstil 39

3.1 Fremstilling af tekstiler 39

3.1.1 *Fiberfremstilling 40*

3.1.2 *Garnfremstilling 41*

3.1.3 *Strikning/vævning 41*

3.1.4 *Forbehandling 41*

3.1.5 *Farvning 42*

3.1.6 *Trykning 46*

3.1.7 *Efterbehandling 49*

3.1.8 *Konfektionering 54*

3.1.9 *Konservering i forbindelse med transport og lagring 54*

3.2 Kemikalier i færdige tekstiler 54

4 Miljø- og sundhedsscreening af tekstilkemikalier 57

4.1 Farlighedsvurderingsstrategi 57

4.1.1 *Screening for miljøfarlighed 57*

4.1.2 *Screening for sundhedsfarlighed 58*

4.2 Udvalgelse af kemikalier 59

4.3 Resultat af farlighedsscreeningen 59

4.3.1	<i>Resultat af miljøscreeningen</i>	59
4.3.2	<i>Resultat af sundhedsscreeningen</i>	61
4.4	Opsummering	63
5	Kemiske analyser af udvalgte tekstiler	65
5.1	Valg af analyseparametre (kemikalier)	65
5.2	Valg af tekstiler	68
5.3	Resultat af de kemiske analyser	70
5.3.1	<i>Biocider</i>	70
5.3.2	<i>Blødgørere og fikseringsmidler</i>	71
5.3.3	<i>Opløsningsmidler og nonylphenoethoxylater</i>	72
5.3.4	<i>Carriers</i>	72
5.3.5	<i>Farvestoffer</i>	73
5.3.6	<i>Supplerende organiske stoffer</i>	73
5.3.7	<i>Metaller</i>	76
5.4	Sammenligning af analyseresultater med miljømærkekriterier og Öko-tex	79
5.5	Opsummering	81
6	Simuleret husholdningsvask af udvalgte tekstiler	82
6.1	Vaskescenarium	82
6.2	Valg af analyseparametre	82
6.3	Valg af tekstiler	83
6.4	Resultat af udvaskningsforsøgene	83
6.4.1	<i>Biocider</i>	83
6.4.2	<i>Blødgørere og fikseringsmidler</i>	84
6.4.3	<i>Nonylphenoethoxylater</i>	85
6.4.4	<i>Carriers</i>	86
6.4.5	<i>Farvestoffer</i>	87
6.4.6	<i>Supplerende organiske stoffer</i>	88
6.4.7	<i>Metaller</i>	91
6.5	Opsummering	93
7	Miljø- og sundhedsvurdering af tekstilkemikalier i brugsfasen	96
7.1	Miljøvurdering med hensyn til afledning af tekstilkemikalier med spildevand	96
7.1.1	<i>Miljøvurdering af biocider</i>	97
7.1.2	<i>Miljøvurdering af blødgørere og fikseringsmidler</i>	99
7.1.3	<i>Miljøvurdering af nonylphenoethoxylater</i>	102
7.1.4	<i>Miljøvurdering af carriers</i>	103
7.1.5	<i>Miljøvurdering af farvestoffer og pigmenter</i>	105
7.1.6	<i>Miljøvurdering af arylaminer</i>	107

7.1.7	<i>Miljøvurdering af toluendiisocyanat</i>	115
7.1.8	<i>Miljøvurdering af nitrotoluen</i>	115
7.1.9	<i>Miljøvurdering af benzensulfonamider</i>	116
7.1.10	<i>Miljøvurdering af polycykliske forbindelser</i>	116
7.1.11	<i>Miljøvurdering af substituerede benzener</i>	118
7.1.12	<i>Miljøvurdering af metaller</i>	118
7.1.13	<i>Opsummering</i>	120
7.2	Screening for sundhedsrisiko ved brug og detailsalg af tekstiler	122
7.2.1	<i>Sundhedsvurdering af biocider</i>	124
7.2.2	<i>Sundhedsvurdering af blødgørere og fikseringsmidler</i>	126
7.2.3	<i>Nonylphenoethoxylater</i>	129
7.2.4	<i>Sundhedsvurdering af carriers</i>	130
7.2.5	<i>Sundhedsvurdering af farvestoffer</i>	134
7.2.6	<i>Sundhedsvurdering af arylaminer</i>	136
7.2.7	<i>Sundhedsvurdering af toluendiisocyanat</i>	140
7.2.8	<i>Sundhedsvurdering af nitrotoluen</i>	141
7.2.9	<i>Sundhedsvurdering af benzensulfonamider</i>	142
7.2.10	<i>Sundhedsvurdering af polycykliske forbindelser</i>	142
7.2.11	<i>Sundhedsvurdering af substituerede benzener</i>	143
7.2.12	<i>Metaller</i>	144
7.2.13	<i>Sundhedsvurdering af stofkombinationer</i>	147
7.2.14	<i>Opsummering</i>	148
8	Bortskaffelse af tekstiler	152
8.1	Tekstilers livsforløb i brugsfasen	152
8.2	Genbrug og videreanvendelse	153
8.3	Tekstilmængde der bortskaffes	153
8.4	Bortskaffelse ved deponering	154
8.5	Bortskaffelse ved forbrænding	156
8.6	Opsummering	157
9	Anbefalinger vedrørende kemikalier i tekstiler	158
9.1	Kemikalier der bør søges undgået	158
9.2	Substitutionsmuligheder	160
9.3	Udviklingsbehov	165
9.4	Opsummering	165
10	Referencer	168
11	Stikordsregister	178
	Bilag 1: Beregning af tekstilforbrug	187
	Bilag 2: ABC- og UPH-scoring af tekstilkemikalier	193

Bilag 3: Analyseresultater for kemikalier i udvalgte tekstiler	203
Bilag 4: Udvaskningsforsøg	219

Forord

Dette projekt er finansieret af "Rådet vedrørende genanvendelse og mindre forurenende teknologi". Det omhandler kemikalier i tekstiler og blev på opfordring fra Miljøstyrelsen igangsat i januar 1998.

Projektet er udført af Henrik Fred Larsen (projektleder), Christian Helweg og Anne Rathmann Pedersen fra DHI - Institut for Vand og Miljø, og Helle Buchardt Boyd fra DTC samt Søren E. Laursen og John Hansen fra Teknologisk Institut Textil og Beklædning. DHI - Institut for Vand og Miljø og DTCs projektarbejde har foregået i regi af det fælles center-samarbejde CETOX.

Til projektet har været knyttet en styringsgruppe, der i alt har afholdt 4 møder. Gruppen bestod af:

Henriette Seiler/Anne Nielsen/ Elisabeth Paludan Aage K. Feddersen Mette Herget Claus Egeris Nielsen Jens Birkeholm	Miljøstyrelsen Dansk Textil og Beklædning Det Danske Handelskammer Forbrugerstyrelsen Dansk Textil Union samt repræ- sentant for Dansk Handel & Ser- vice
Helle Buchardt Boyd/ Merete Stavnsberg John Hansen/Søren E. Laursen	DTC, CETOX Teknologisk Institut, Textil og Beklædning
Henrik Fred Larsen	DHI - Institut for Vand og Miljø, CETOX

Der skal her rettes en tak til styringsgruppemedlemmerne for godt samarbejde, kritisk engagement og input.

Tak skal desuden tilstiles Ciba Speciality Chemicals A/S, Clariant A/S, Dystar A/S og Sun Chemicals A/S for oplysninger vedrørende forbrug m.m. af farvestoffer og pigmenter på det europæiske marked samt input vedrørende substitution.

Til sidst men ikke mindst skal rettes en tak til Tove Krogsbøll Holt for redigering af rapporten.

Maj 2000

Sammenfatning

Tekstiler, der sælges på det danske marked, indeholder kemikalier i varierende omfang. Det kan f.eks. dreje sig om farvestoffer, der jo giver tekstilet kulør, eller rester/urenheder fra produktionen - f.eks. aromatiske aminer og tungmetaller - som ikke har nogen funktion. Undersøgelsen her peger på, at visse af disse kemikalier kan udgøre en sundhedsmæssig risiko for forbrugeren og butikspersonale samt udgøre en miljømæssig risiko i forbindelse med afledning af spildevand fra husholdningsvask.

Baggrund og formål

Vi er alle næsten konstant i kontakt med tekstiler, både i form af det tøj vi bærer, men også når vi f.eks. sover, foregår det i sengetøj lavet af tekstil. Det er derfor meget vigtigt, at tekstiler ikke indeholder sundhedsskadelige kemikalier.

Når vi vasker vores tøj, udvaskes indholdet af kemikalier (f.eks. overskudsfarve) i større eller mindre omfang og ender med vaskevandet i kloaksystemet. Hvis disse kemikalier ikke bliver nedbrudt i renseanlægget, kan de ved udledning nå vandmiljøet (f.eks. et vandløb) eller landbrugsjorden ved udbringning af slam. Miljøfarlige kemikalier kan herved blive spredt i miljøet.

Nyere svensk undersøgelse

En nyere svensk undersøgelse med titlen "Kemikalier i tekstiler" omhandler sundheds- og miljøfarlige kemikalier i importerede tekstiler. Undersøgelsen når frem til, at farlige kemikalier findes inden for funktionsgrupperne biocider, brandhæmmere, farvestoffer (azo- og dispersionsfarver), carriers (hjelpestoffer ved farvning af polyester/uld blandinger) og blødgørere samt formaldehyd mm. Det drejer sig både om stoffer, der tjener en funktion i det endelige produkt (f.eks. brandhæmmere og farvestoffer), og om rester af hjælpekemikalier, der har indgået ved produktionen af tekstilet (f.eks. carriers og nonylphenoethoxylater). Undersøgelsen behandler sundhedsrisiko for forbrugere og miljørisiko som følge af husholdningsvask meget overordnet, og forhold omkring bortskaffelse af tekstiler berøres stort set ikke. Hvorvidt de importerede tekstiler i Sverige svarer til tekstiler på det danske marked vides ikke. Det vurderes dog som sandsynligt, at kemikalieindholdet i importerede tekstiler på det svenske marked - i hvert fald i store træk - vil svare til kemikalieindholdet i tekstiler på det danske marked. Der er så vidt vides ikke lavet undersøgelser tilsvarende den svenske i andre lande.

Afgrænsning

Undersøgelsen her omfatter det danske marked, og forhold omkring miljø- og sundhedsrisiko i især brugsfasen og tildels bortskaffelsesfasen behandles detaljeret. Beklædningstekstiler samt boligtekstiler, der vaskes ofte, er medtaget. Kun tekstiler af de mest anvendte fibertyper indgår. Af disse vurderes beklædningstekstilerne at dække ca. 95% af markedet i Danmark, og tilsvarende vurderes de medtagne boligtekstiltyper at udgøre omkring 40% af boligtekstilmarkedet (der ses bort fra gulvtæpper). Samlet vurderes de typer af tekstilprodukter, som projektet omfatter, at

repræsentere omkring 50% af det danske tekstilmarked (der ses bort fra tekniske tekstiler).

Formål

Formålet med undersøgelsen er, med udgangspunkt i brugs- og bortskaffelsesfasen, at nå frem til anbefalinger vedrørende hvilke kemikalier, der bør undgås ved fremstilling og forarbejdning af tekstiler samt angive umiddelbare substitutionsmuligheder.

Undersøgelsen

Undersøgelsen omfatter for det første en kortlægning af hvilke kemikalier, der muligvis kan forekomme i brugsklare tekstiler samt en screening af deres miljø- og sundhedsfarlighed. Tekstiler indkøbt på det danske marked er endvidere analyseret for de farligste af stofferne, hvilket ligeledes er gældende for vaskevandet fra forsøg med simuleret husholdningsvask af tekstilerne. Undersøgelsen omfatter desuden en udredning af, hvordan tekstiler bortskaffes i Danmark - herunder miljøproblemer forbundet hermed. Endelig er der udført en screening for sundhedsrisiko af de fundne mængder kemikalier i tekstilerne samt en miljørisikovurdering af de fundne mængder i vaskevandet. Dette er udført med henblik på at afklare, om forekommende kemikalier reelt udgør en risiko for sundhed og/eller vandmiljø.

Kortlægning

Kortlægning af hvilke kemikalier, der (teoretisk) kan forekomme i tekstiler i brugsfasen, er primært baseret på den ovenfor nævnte svenske undersøgelse samt oplysninger fra fire store, internationale kemikalieproducenter, hvad angår farvestoffer og pigmenter. En beskrivelse af hvor i tekstilproduktionskæden, kemikalierne anvendes, er baseret på eksisterende viden fra litteraturen.

Farlighedsvurderinger

Farlighedsvurderingerne af de kortlagte kemikalier er udført med hensyn til afledning med spildevand (ABC-systemet) og sundhed (UPH-systemet). De nævnte systemer rangordner (scorer) stofferne i tre grupper på grundlag af deres iboende farlighed. I ABC-systemet deles stofferne op i dem, der er uønskede i kloaksystemet (A: Substitution anbefales), dem for hvilke, der anbefales udlederkravværdier (B: Udledning begrænses) og endelig dem, der ikke anses for at være problematiske, så længe de ikke udledes i meget store mængder (C-stoffer). ABC-systemet er beskrevet i Miljøstyrelsens Spildevandsvejledning. På samme måde inddeler UPH-systemet stofferne i tre grupper i forhold til sundhed: Uacceptable (U), problematiske (P) og håndterbare (H). UPH-systemet bygger på EU's klassificering for sundhedsfarlighed (R-sætninger) og er udviklet under det såkaldte FireInstitutSamarbejde (VKI, DTC, dk-TEKNIK og DTI). Systemet er i nærværende sammenhæng udvidet med en ekstra kategori (H(L): "let problematiske") for at få skilt især irriterende og sensibiliserende stoffer fra de håndterbare (H). Dette hænger sammen med, at når vi har med tekstiler i brugsfasen at gøre, er hudkontakt den væsentligste eksponeringsform.

Tekstilprodukter

22 indkøbte tekstiler på det danske marked er analyseret i laboratorium for de ved farlighedsvurderingerne udpegede mest miljø- og sundhedsfarlige kemikalier. Tekstilprodukterne er bl.a. udvalgt ud fra kriterier om

at skulle dække alle fibertyper omfattet af projektet samt umiddelbart vurderet sandsynlighed for forekomst af de prioriterede kemikalier.

Simuleret husholdningsvask

Med det formål at undersøge i hvilket omfang tekstilkemikalier udvaskes under normal husholdningsvask, er der udført simuleret husholdningsvask på de indkøbte tekstilprodukter. Vaskevandet er efterfølgende analyseret i laboratorium for indhold af de prioriterede kemikalier, der blev fundet ved analyse af tekstilerne.

Risikovurdering/-screening

For at undersøge om de tekstilkemikalier, der er konstateret i de 22 tekstilprodukter, reelt udgør en risiko for sundhedseffekter over for forbrugere og butikspersonale og en risiko for miljøeffekter i forbindelse med husholdningsvask, er der udført en risikoscreening/-vurdering. Både hvad angår miljørisikovurderingen af kemikalier afledt med vaskevand til kloak og screeningen for sundhedsrisiko af kemikalier konstateret i det brugsklare tekstil, er de baseret på principperne i Europakommissionens Vejledning i Risikovurdering.

Substitutionsmuligheder

De kemikalier, der vurderes at udgøre en miljø- og/eller sundhedsmæssig risiko er oplyst og umiddelbare substitutionsmuligheder angivet på grundlag af eksisterende viden og oplysninger fra kemikalieproducenter.

Tekstilforbrug

Hovedkonklusioner

Det totale, årlige tekstilforbrug (salg) i Danmark vurderes at udgøre omkring 22 kg pr. indbygger og heraf ca. 13 kg beklædningstekstil pr. indbygger.

*Genbrug
Bortskaffelse*

Det vurderes, at omkring 50% af den brugte mængde beklædningstekstil i Danmark genbruges (f.eks. som ”second hand” eller klude). Det vurderes endvidere, at der bortskaffes 10-20 kg tekstil pr. person pr. år, og at stort set al bortskaffelse af tekstil i Danmark i dag foregår ved forbrænding. Bidrag til miljøproblemer forbundet med affaldsforbrænding - f.eks. deponering af forbrændingsrestprodukter - fra tekstiler omfattet af projektet vurderes at være uvæsentlig.

Stoffer der bør undgås

Miljørisikovurderingen, baseret på resultaterne af forsøgene med simuleret husholdningsvask, viser, at 12 stoffer udgør en risiko for miljøeffekter i vandmiljøet, for 6 stoffer kan effekter ikke udelukkes, og 7 stoffer kan ikke vurderes på grund af datamangel. Tilsvarende viser screeningen for sundhedsrisiko, baseret på fundne maksimale koncentrationer i tekstilet, at 10 stoffer udgør en risiko og andre 11 en lille risiko for forbrugere og/eller salgspersonale. 19 stoffer kunne ikke vurderes ved sundhedsscreeningen på grund af datamangel.

Det kan konkluderes, at denne undersøgelse, som må betegnes som begrænset i forhold til et stort og varieret tekstilmarked, peger på, at følgende stoffer bør søges undgået (eller begrænset) i tekstiler, fordi de vurderes til, i større eller mindre omfang, at udgøre en sundheds- og/eller miljømæssig risiko :

- nikotin
- naphthalen

- o-chlorphenol
- diethylhexylphthalat (DEHP)
- nonylphenoethoxylater (NPEO)
- C₃-alkylbenzener
- C₄-alkylbenzener
- tetrachlorethylen
- p-chloranilin
- p-nitroanilin
- 2,6-dichlor-4-nitroanilin
- 2-chlor-4-nitroanilin
- 6-methyl-3-nitroanilin
- diphenylamin
- toluendiisocyanat
- acridin
- nitrobenzen
- letopløselige bariumforbindelser
- cadmium
- cobalt
- chrom
- bly
- arsen
- kviksølv
- tin
- zink
- nikkel

I nedenstående tabel er det for hvert stof angivet, hvorvidt det drejer sig om en miljø- og/eller sundhedsmæssig risiko.

Substitutionsmuligheder

Disse 27 stoffer domineres af urenheder i farvestoffer (aniliner, acridin, nitrobenzen og diphenylamin samt tungmetaller) og tildels carriers (C₃- og C₄-alkylbenzener samt tetrachlorethylen og naphthalen). Hvad angår tungmetaller anbefales det om muligt at undgå brug af tungmetalbaserede farvestoffer/pigmenter og at minimere indholdet af tungmetalurenheder i farvestoffer/pigmenter. En reduktion af arylaminindholdet (aniliner) og andre urenheder i farvestoffer i form af acridin, nitrobenzen og diphenylamin anbefales ligeledes. Det anbefales endvidere, at forekomst af cadmium og DEHP i PVC-tryk fjernes eller alternativt at undgå PVC-tryk. Brug af carriers kan i stort omfang undgås ved at benytte højtemperaturfarvning, bortset fra ved farvning af blandinger hvori uld indgår. Her bør anvendes de mindst miljø- og sundhedsbelastende carriers. Af carriers konstateret i analyserede tekstilprodukter er bl.a. diethylphthalat umiddelbart vurderet til at være blandt de relativt mindre miljø- og sundhedsbelastende. Det vurderes, at nonylphenoethoxylater vil kunne substitueres af bl.a. fedtalkoholethoxylater. Den præcise anvendelse af nikotin har ikke kunnet udredes, og substitutter kan derfor ikke angives. Med hensyn til polyurethanprodukter bør forekomst af tin (især den udvaskbare del) og toluendiisocyanat undgås. Hvad angår toluendiisocyanat kan forekomst muligvis begrænses ved optimal udhærdning af polyurethan.

Udviklingsbehov

Af udviklingsbehov skal nævnes emnerne: Afklaring af miljømæssig betydning af udvaskning af farvestoffer under husholdningsvask, afkla-

ring af muligheder for at minimere urenheder i farvestoffer/pigmenter, hvad er betydningen af gentagne husholdningsvaske på kemikalieindholdet i tekstilet og hvor, samt med hvilket formål anvendes nikotin.

Projektresultater

Farlighedsscreening

190 potentielt forekommende tekstilkemikalier er screenet for farlighed. 55 stoffer endte i den mest belastende kategori (A) og 52 i den mindst belastende (C), hvad angår farlighed i vandmiljøet. 68 stoffer kunne ikke vurderes på grund af datamangel. Tilsvarende hvad angår sundhed, endte 8 stoffer i den mest belastende kategori (U) og 77 i den mindst belastende (H). I dette tilfælde kunne 18 stoffer ikke vurderes på grund af datamangel. Hvad angår vandmiljø, var de farligste kemikalier især at finde blandt carriers, antikrølmidler og biocider, og med hensyn til sundhed især blandt carriers, biocider, optisk hvidt og fikseringsmidler. Kun fire stoffer/stofgrupper blev tildelt farligste kategori for både vandmiljø og sundhed, det drejer sig om: Dimethylformamid, chlorerede ethylen, kaliumdichromat og pentachlorphenol.

Kemiske analyser

22 tekstilprodukter (bukser, lagner, undertøj mm.) blev indkøbt og analyseret i laboratorium for de ved farlighedsscreeningen udpegede mest belastende kemikalier. Tekstilprodukterne vurderes som typer at dække ca. 10% af det årlige salg i Danmark. Der blev ved de kemiske analyser bl.a. konstateret forekomst af naphthalen, o-chlorphenol, nikotin, flere phthalater, kvaternære ammoniumforbindelser, nonylphenolethoxylater, chlorerede benzener, alkylbenzener, 14 arylaminer, substituerede toluener, benzensulfonamider, polycykliske forbindelser og substituerede benzener samt tungmetallerne bly, cadmium, kobber, cobalt, chrom, nikkel, zink, barium, tin, arsen og kviksølv.

Simuleret husholdningsvaske

På alle de indkøbte tekstilprodukter er der udført simuleret husholdningsvaske og vaskevandet er analyseret for de kemikalier, der blev fundet i tekstilerne. Der er i vaskevandet fundet naphthalen, nikotin, nonylphenolethoxylater, tetrachlorethylen, trimethylbenzen, biphenyl, 9 arylaminer, substituerede toluener, benzensulfonamider, acridin, isoquinolin samt metallerne cobalt, chrom, kobber, nikkel, cadmium, bly, tin, zink og barium. Udvaskningsprocenterne spænder fra under 1 promille til over hundrede procent. Sidstnævnte skyldes sandsynligvis, at visse stoffer (f.eks. kortkædede nonylphenolethoxylater) muligvis dannes under vaskprocessen. Mindst udvaskning blev fundet for bl.a. chlorerede carriers og substituerede toluener, mens bl.a. visse phthalater, visse tungmetaller og benzensulfonamider lå i den høje ende.

Miljømærkeordninger

Ved at sammenligne de fundne kemikalier - herunder koncentrationer i tekstilerne - med kriterierne i de to miljømærkeordninger Svanen og Blomsten samt i Öko-tex, er der umiddelbart vurderet ingen af de undersøgte tekstilprodukter, der lever op til alle kravene i ordningerne.

Risikovurdering/-screening

De udpegede stoffer ved den udførte miljørisikovurdering og screeningen for sundhedsrisiko fremgår af nedenstående tabel.

Kemikalier i tekstiler udpeget ved risikovurderingen/-screeningen

Kemikalie/stof	Sundhedsrisiko for forbruger	Sundhedsrisiko for butikspersonale	Vandmiljørisiko
Nikotin	+	-	+
Naphthalen	(-)	+	-
DEHP	(+)	-	+
o-chlorphenol	(+)	+	-
C ₃ -alkylbenzener	+	-	-
C ₄ -alkylbenzener	+	-	-
Tetrachlorethylen	+	-	-
p-chloranilin	+	-	(-)
p-nitroanilin	+	-	-
Toluene diisocyanat	+	+	-
Acridin	(+)	(+)	+
Nitrobenzen	+	-	-
Barium (letopløselig)	(+)	(+)	-
Cadmium	(+)	(+)	+
Cobalt	(+)	-	(-)
Chrom	(+)	-	+
Bly	(+)	(+)	+
Arsen	(+)	(+)	-
Kviksølv	(+)	(+)	-
Tin	(+)	(+)	(-)
Nikkel	(+)	-	-
Zink	-	-	+
Nonylphenoethoxylater	(-)	-	+
2,6-dichlor-4-nitroanilin	-	-	+
2-chlor-4-nitroanilin	(-)	-	+
6-methyl-3-nitroanilin	(-)	-	+
Diphenylamin	(-)	-	+
Kobber	-	-	(-)
4-methyl-3-nitroanilin	*	*	(-)
N-butylsulfonamid	*	*	(-)

+: Risiko (+); Lille risiko (-); Grænsetilfælde -: Ingen risiko *: Ikke vurderet pga. datamangel

Miljøriskovurdering

Miljøriskovurderingen er udført for de stoffer, der blev konstateret i vaskevandet samt farvestoffer/pigmenter herunder visse arylaminer. Stoffer, for hvilke det vurderes sandsynligt, at der i forbindelse med husholdningsvask af tekstiler, tilsvarende de her undersøgte, vil være risiko for miljøeffekter i vandmiljøet og/eller jordmiljøet i forbindelse med udbringning af spildevandsslam på landbrugsjord, omfatter: Nikotin; diethylhexylphthalat (DEHP); nonylphenoethoxylater (NPEO); 2,6-dichlor-4-nitroanilin; 2-chlor-4-nitroanilin; 6-methyl-3-nitroanilin; diphenylamin; acridin; cadmium; chrom; bly og zink.

Stoffer, for hvilke det er mindre sandsynligt, men ikke på det foreliggende grundlag kan udelukkes, at der kan optræde miljøeffekter, omfatter: 4-methyl-3-nitroanilin; p-chloranilin; N-butylbensensulfonamid; cobalt; tin og kobber.

Farvestoffer

Hertil kommer udvaskede farvestoffer, der for azo-forbindelsernes vedkommende spaltes i arylaminer under reductive forhold (f.eks. i renseanlæg), og derfor sandsynligvis bidrager væsentligt til miljøbelastningen med arylaminer. Det skal desuden bemærkes, at selvom den udførte risikovurdering af det enkelte arylamin ikke viser risiko for miljøeffekter, vil arylaminen bidrage til den samlede tilstedeværende mængde arylaminer i en husholdningsvask. Da effektpotentialet af arylaminer givetvis er additiv, vil der sandsynligvis være situationer, hvor den samlede mængde arylaminer i en husholdningsvask udgør en risiko, selvom de enkelte arylaminer ikke gør. Dette skal ses på baggrund af, at undersøgelsen her viser, at forekomsten af arylaminer (og azo-farvestoffer) i tekstiler er meget udbredt.

Stoffer, der blev konstateret i vaskevandet, men som på grund af datamangel ikke har kunnet risikovurderes, omfatter: 2-brom-6-chlor-4-nitroanilin; 2-cyano-4-nitroanilin; 6-brom-2,4-dinitroanilin; 6-chlor-2,4-dinitroanilin; methyldiphenylaminer; N-ethyltoluensulfonamid og N-methyltoluensulfonamid. Hertil kommer farvestoffer, som visuelt er konstateret i vaskevandet.

Udvaskning

Den her udførte risikovurdering er udelukkende baseret på data fra førstegangsvask af tekstiler. Udvaskningen af de konstaterede tekstilkemikalier varierer fra under 1% til 100%. For de fleste stoffer udvaskes væsentligt under halvdelen af den tilstedeværende mængde, f.eks. er udvaskningen under 10% for godt 80% af de konstaterede arylaminer. Det er derfor ikke usandsynligt, at der for flere stoffers vedkommende vil kunne forekomme en betydende udvaskning ved de efterfølgende vaske.

Sundhedsmæssig risikoscreening

Den sundhedsmæssige risikoscreening af de i tekstilerne fundne stoffer viser, at følgende stoffer må anses for problematiske, idet de anvendte koncentrationer giver en risiko for skadelige effekter hos brugerne af tekstilet og/eller salgspersonalet (se ovenstående tabel): Nikotin; naphthalen; o-chlorphenol; C₃-alkylbenzener; C₄-alkylbenzener; tetrachlorethylen; p-chloranilin; p-nitroanilin; toluendiisocyanat og nitrobenzen. Her til kommer følgende stoffer, som vurderes tilsvarende at udgøre en lille risiko: DEHP; acridin; letopløselige bariumforbindelser; cadmium; cobalt; chrom; bly; arsen; kviksølv, nikkel og tin.

Det kan ikke udelukkes, at også andre fundne stoffer kan være sundhedsmæssigt problematiske, da der ikke er fundet tilstrækkeligt med toksikologiske data om dem til en risikoscreening. Det drejer sig om: 2-brom-6-chlor-4-nitroanilin; 3,5-dinitrobrombenzen; 2-chlor-4-nitroanilin; 2-cyano-4-nitroanilin; 6-brom-2,4-dinitroanilin; 6-chlor-2,4-dinitroanilin; N-ethyltoluensulfonamid; N-butylbenzensulfonamid; N-methyltoluensulfonamid; 6-methyl-3-nitroanilin; 4-methyl-3-nitroanilin; 4-chlor-2-nitroanilin; isoquinolin; indan; methyldiphenylamin; (1-chlordodecyl)benzen; (1-chlor-1-methylundecyl)benzen; methylindan og 2-methylnaphthalen.

Nogle tekstiler indeholder mange forskellige stoffer, som i kombination kan være sundhedsmæssigt problematiske, især fordi mange af stofferne (bl.a. anilin-derivaterne) sandsynligvis giver den samme effekt. Det er

dog med det foreliggende datagrundlag ikke muligt at kvantificere risikoen.

Mere at læse

“Kemikalier i tekstiler - redovisning av et regeringsoppdrag”. KEMI 2/97. Kemikalieinspektionen, Solna, Sverige, februar 1997.

Summary

Textiles sold on the Danish market contain chemicals to a varying extent. It may be a question of e.g. dyes, which provide colour to the textile, or residues/impurities from the production, e.g. aromatic amines and heavy metals, which do not have any function. This study indicates that some of these chemicals may involve a risk to the health of the consumer and the shop assistants and an environmental risk in connection with the sewage discharge from domestic laundry.

Background and purpose

Everybody is almost constantly in contact with textiles, both in the form of the clothes that we are wearing but also when for instance we sleep, we do it in sheets made from textile. It is thus very important that textiles do not contain health hazardous chemicals.

When we wash our clothes, the content of chemicals (e.g. surplus dyes) is more or less washed out and ends up in the sewerage system together with the slops. If these chemicals are not degraded in the wastewater treatment plant, they may reach the aquatic environment when discharged (e.g. a watercourse) or the farmland when sludge is applied. Chemicals hazardous to the environment may thus be spread in the environment.

Recent Swedish study

A recent Swedish study entitled “Chemicals in textiles” ([Kemikalier i textilier] in Swedish) treats environmentally and health hazardous chemicals in imported textiles. This study reaches the conclusion that hazardous chemicals are found within the following functional groups: Biocides, flame retardants, dyes (azo- and dispersion dyes), carriers and softeners and the substance formaldehyde etc. They are substances that serve a purpose in the final product (e.g. flame retardants and dyes) as well as residues of auxiliary chemicals from the production process (e.g. carriers and nonylphenol ethoxylates). The study only treats of health hazard to consumers and environmental hazard as the result of domestic laundry at a very comprehensive level, and the conduct regarding disposal of textiles is hardly touched on. Whether the imported textiles in Sweden correspond to the textiles on the Danish market is not known. It is, however, considered likely that the chemicals content in imported textiles on the Swedish market in general at least corresponds to the chemicals content in textiles on the Danish market. To the best of our knowledge, no studies like the one in Sweden have been made in any other country.

Delimitation

The present study comprises the Danish market, and the conditions regarding environmental and health hazards in especially the use phase and to a lesser degree in the disposal phase are discussed in detail. Clothing and furnishing textiles washed time and again are included. Only textiles of the most frequently used types of fibres are included and the clothing textiles are considered to cover 95% of this market in Denmark. Correspondingly, the types of furnishing textiles included are considered to make up approx. 40% of the market of furnishing textiles (carpets left out

of account). Altogether, the types of textiles comprised by this study are considered to represent around 50% of the Danish textile market (technical textiles not included).

Purpose

The purpose of the study is to reach a number of recommendations on the basis of the use and disposal phases stating which chemicals should be avoided in the production and manufacture of textiles and indicating immediate possibilities of substitution.

The study

First, the present study includes a survey presenting which chemicals may occur in ready-to-use textiles together with a screening of their environmental and health hazards. Furthermore, textiles bought on the Danish market were analyzed for the most hazardous of the substances and so were the slops from tests with simulated domestic laundry of the textiles. The study also explains how textiles are disposed of in Denmark - including the environmental problems involved. Finally, a screening of the health hazard of the amounts of chemicals found in the textiles and an environmental risk assessment of the amounts found in the slops. This screening/risk assessment was made in order to clarify whether the chemicals found are actually of risk to health and/or the aquatic environment.

Survey

The survey, of which chemicals may (theoretically) occur in textiles in the use phase, is primarily based on the above Swedish study and on information from four large international chemicals producers regarding dyes and pigments. A description of where in the textile production chain the chemicals are used is based on existing knowledge from literature.

The hazard assessments of the chemicals surveyed are made with regard to discharge with waste water (ABC system) and health (UPH system). The mentioned systems rank (score) the substances in three groups based on their inherent hazards. In the ABC system, the substances are divided into those which are undesirable in discharges (A: Substitution recommended), those for which guiding limit values are recommended (B: Discharge limited) and, finally, those not considered harmful as long as they are not discharged in large amounts (C substances). The ABC system is described in the Guidance Document on Discharge of Industrial Waste Water to Municipal WWTPs from the Danish Environmental Protection Agency. In the same way, the UPH system divides the substances into three groups as regards health: Undesirable (U), problematic (P) and handable (H). The UPH system is based on the EU classification system for health risk (R sentences) and is developed within the framework of the so-called Four Institutes Collaboration (VKI, DTC, dk-TEKNIK and DTI). In the present study, the system was increased by an extra category (H(L): "lightly problematic") in order to separate especially the irritating and sensitizing substances from the handable substances (H). This expansion of the system is a consequence of the fact that skin contact is the most important way of exposure in the case of textiles in the use phase.

Textiles

Twenty-two textiles purchased on the Danish market were analyzed in the laboratory for the chemicals singled out at the hazard assessments as

most hazardous to environment and health. The textiles are selected i.a. on the basis of criteria aimed at covering all types of fibres included in the project but also on the basis of an assessment of the immediate probability of occurrence of the prioritized chemicals.

Simulated domestic laundering

With the purpose of examining to which degree textile chemicals are washed out during normal domestic laundering, simulated domestic laundering was performed on the purchased textile samples. Subsequently, the slops were analyzed in the laboratory for any contents of the prioritized chemicals that had been found at the analysis of the textiles.

Risk assessment/screening

In order to examine whether the textile chemicals demonstrated in the 22 textiles actually present a risk of environmental effects to the aquatic environment and/or of health effects to consumers and shop assistants, a risk screening/assessment was made. As regards environmental risk assessment of chemicals discharged with slops into the sewerage system as well as the screening of health risk to consumers and distributors (shops assistants) of chemicals demonstrated in the ready-to-use textiles, they are both based on the principles of the EU Technical Guidance Document for risk assessment.

Possibilities of substitution

Chemicals assessed to present an environmental and/or health risk are listed and obvious possibilities of substitution are given on the basis of existing know-how and information from chemicals producers.

Consumption of textiles

Main conclusions

The total yearly consumption (sales) of textiles in Denmark is estimated to amount to 22 kg per inhabitant of which approx. 13 kg per inhabitant are clothing textiles.

*Recycling
Disposal*

It is estimated that, in Denmark, about 50% of the amount of used clothing textiles are recycled. Furthermore, it is estimated that 10-20 kg textile per person per year are disposed of and that practically all disposal of textiles in Denmark today is made by incineration. Contributions from textiles included in the project to environmental problems associated with waste incineration, e.g. depositing of incineration residues, are considered negligible.

Among other things, the environmental risk assessment based on the results of the tests with simulated domestic laundry showed that twelve substances presented a risk of environmental effects on the aquatic environment, that effects could not be excluded as regards six other substances and that seven substances could not be assessed due to lack of data. Similarly, the screening for health risk based on the maximum concentrations found in the textiles shows that ten substances present a risk while eleven other substances present a small risk to consumers and/or shop assistants. Due to lack of data, the screening for health risk could not assess nineteen substances.

Substances that should be avoided

It can be concluded that this study, which must be characterized as limited compared to the large and varied textile market, indicates that the fol-

lowing substances should be avoided (or limited) in textiles as they are considered to present greater or less health and/or environmental risk:

- Nicotine
- Naphthalene
- o-Chlorophenol
- Diethylhexyl phthalate (DEHP)
- Nonylphenol ethoxylates (NPEO)
- C₃-alkylbenzenes
- C₄-alkylbenzenes
- Tetrachloroethylene
- p-Chloroaniline
- p-Nitroaniline
- 2,6-dichloro-4-nitroaniline
- 2-chloro-4-nitroaniline
- 6-methyl-3-nitroaniline
- Diphenylamine
- Toluene diisocyanate
- Acridine
- Nitrobenzene
- Highly soluble barium compounds
- Cadmium
- Cobalt
- Chromium
- Lead
- Arsenic
- Mercury
- Tin
- Zinc
- Nickel

In the table below, each substance is examined with regard to environmental and/or health risk.

Possibilities of substitution

These twenty-seven substances are dominated by impurities in dyes (anilines, acridine, nitrobenzene, diphenylamine and heavy metals) and partly by carriers (C₃- and C₄- alkylbenzenes, tetrachloroethylene and naphthalene). As to heavy metals, it is recommended to avoid if possible the use of heavy metal-based dyes/pigments and to minimize the content of heavy metal impurities in dyes/pigments. A reduction of the content of aryl amine and other impurities in the form of acridine, nitrobenzene and diphenylamine is also recommended. Furthermore, it is recommended that the presence of cadmium and DEHP in PVC prints is eliminated or alternatively to avoid PVC prints. To a great extent, the use of carriers may be avoided by using high-temperature dyeing except when dyeing mixed textiles containing wool. In this case, carriers with least impact on health and the environment should be applied. Among the carriers demonstrated in the analyzed textiles, diethylphthalate is immediately assessed to belong with the carriers with relatively little impact on health and the environment. I.a., alcohol ethoxylates are considered a possible substitute for nonylphenol ethoxylates. It has not been possible to throw light on the precise use of nicotine and no substitutes can thus be suggested. As regards polyurethane products, the presence of tin (especially

the out-washable part) and toluene diisocyanate should be avoided. The presence of toluene diisocyanate may be limited by optimum polymerization (hardening) of the polyurethane.

Development requirements

As regards the development requirements, special mention may be made of the following topics: Clarification of the environmental importance of washing out of dyes by domestic laundry, clarification of the possibilities of minimizing impurities in dyes/pigments, how much does repeated domestic laundering influence the content of chemicals in the textile and where and with which purpose is nicotine used.

Hazard screening

Project results

Hazard screening was made of 190 chemicals potentially occurring in textiles. Fifty-five substances ended up in the most hazardous category (A) and 52 substances in the least hazardous group (C) as far as hazard to the aquatic environment is concerned. Sixty-eight substances could not be assessed due to lack of data. In similar hazard screenings regarding health, 8 substances ended up in the most hazardous category (U) and 77 substances in the least hazardous group (H). In this case, 18 substances could not be assessed because of lack of data. As regards the aquatic environment, the most hazardous chemicals were found among the carriers, antcrease agents and biocides while the most hazardous chemicals with regard to health were found among carriers, biocides, optical brighteners and fixing agents. Only four substances/groups of substances were assigned to the most hazardous category regarding aquatic environment as well as health. They were: Dimethyl formamide, chlorinated ethylenes, potassium dichromate and pentachlorophenol.

Chemical analyses

Twenty-two textile products (trousers, sheets, underwear, etc.) were purchased and analyzed in the laboratory for the chemicals singled out at the hazard assessments as most hazardous. It was estimated that the types of purchased textile products represent approx. 10% of the annual sale in Denmark. Among other things, the chemical analyses demonstrated the presence of naphthalene, o-chlorophenol, nicotine, various phthalates, quaternary ammonium compounds, nonylphenol ethoxylates, chlorinated benzenes, alkylbenzenes, 14 aryl amines, substituted toluenes, benzene sulfonamides, polycyclic compounds, substituted benzenes and the following heavy metals: Lead, cadmium, copper, cobalt, chromium, nickel, zinc, barium, tin, arsenic and mercury.

Simulated domestic laundry

Simulated domestic laundry was made on all of the purchased textile products and the slops were analyzed for the chemicals found in the textiles. In the slops, the following chemical substances and heavy metals were found: Naphthalene, nicotine, nonylphenol ethoxylates, tetrachloroethylene, trimethyl benzene, biphenyl, 9 aryl amines, substituted toluenes, benzene sulfonamides, acridine, isoquinoline and the metals: Cobalt, chromium, copper, nickel, cadmium, lead, tin, zinc and barium. The percentages of chemical washed out range from less than 1‰ to more than 100%. The latter is probably the result of the fact that certain substances (e.g. short-chained nonylphenol ethoxylates) may be produced during the laundering process. Among the substances least washed out were chlorinated carriers and substituted toluenes while the washing out of i.a.

some phthalates, some heavy metals and benzene sulfonamides is rather high.

Ecolabelling schemes

By comparing the chemicals found, including the concentrations in the textiles, with the criteria in the two ecolabelling schemes “the Swan” and “the Flower” and in Öko-tex, none of the examined textile products seems on the basis of an immediate evaluation to live up to all the requirements of the schemes.

Risk assessment/screening

The table below shows the substances singled out by the environmental risk assessment and the screening for health risk made.

Chemicals in textiles singled out by risk assessment/screening

Chemical/substance	Risk to consumer health	Risk to shop assistants' health	Risk to the aquatic environment
Nicotine	+	-	+
Naphthalene	(-)	+	-
DEHP	(+)	-	+
o-Chlorophenol	(+)	+	-
C ₃ - alkylbenzenes	+	-	-
C ₄ - alkylbenzenes	+	-	-
Tetrachloroethylene	+	-	-
p-Chloroaniline	+	-	(-)
p-Nitroaniline	+	-	-
Toluene diisocyanate	+	+	-
Acridine	(+)	(+)	+
Nitrobenzene	+	-	-
Barium (readily soluble)	(+)	(+)	-
Cadmium	(+)	(+)	+
Cobalt	(+)	-	(-)
Chromium	(+)	-	+
Lead	(+)	(+)	+
Arsenic	(+)	(+)	-
Mercury	(+)	(+)	-
Tin	(+)	(+)	(-)
Nickel	(+)	-	-
Zinc	-	-	+
Nonylphenol ethoxylates	(-)	-	+
2,6-Dichloro-4-nitroaniline	-	-	+
2-Chloro-4-nitroaniline	(-)	-	+
6-Methyl-3-nitroaniline	(-)	-	+
Diphenylamine	(-)	-	+
Copper	-	-	(-)
4-Methyl-3-nitroaniline	*	*	(-)
N-butyl sulfonamide	*	*	(-)

+: Risk; (+); Small risk; (-): Borderline case; -: No risk; *: Not assessed due to lack of data

Environment risk assessment

Environmental risk assessment was made of all the substances found in the slops and of dyes/pigments including some aryl amines. In relation to domestic laundry of textiles similar to those examined in this study, some

substances are likely to present a risk of environmental effects on the aquatic environment and/or on the terrestrial environment in relation to application of sewage sludge on farmland. These substances are considered to include: Nicotine, diethylhexyl phthalate (DEHP), nonylphenol ethoxylates (NPEO), 2,6-dichloro-4-nitroaniline, 2-chloro-4-nitroaniline, 6-methyl-3-nitroaniline, diphenyl amine, acridine, cadmium, chromium, lead and zinc.

Other substances are less likely to present environmental hazards but it cannot be excluded on the present basis. They comprise: 4-Methyl-3-nitroaniline, p-chloroaniline, N-butylbenzene sulfonamide, cobalt, tin and copper.

Dyes

Add to this washed-out dyes, which with respect to azo-compounds undergo reductive cleavage into aryl amines under reductive conditions (e.g. in wastewater treatment plants) and are thus likely to contribute considerably to the environmental impact with aryl amines. Furthermore, it should be noted that although the performed risk assessment of the individual aryl amine does not present a risk of environmental effects, the aryl amine will contribute to the total amount of aryl amines present in a domestic laundry. As the effect potential of aryl amines is clearly additive, situations are likely to occur in which the total amount of aryl amines presents a risk although the individual aryl amines do not. This should be seen in light of the fact that this study demonstrates that the presence of aryl amines (and azo-dyes) in textiles is widespread.

Substances that were demonstrated in the slops but of which the risk could not be assessed due to lack of data include: 2-Bromo-6-chloro-4-nitroaniline, 2-cyano-4-nitroaniline, 6-bromo-2,4-dinitroaniline, 6-chloro-2,4-dinitroaniline, methyl diphenylamines, N-ethyl toluene sulfonamide and N-methyl toluene sulfonamide. To this must be added dyes that are visually demonstrated in the slops.

Washing out

The risk assessment performed in this study is solely based on data from first laundering of textiles. The washing out of the demonstrated textile chemicals varied from less than 1% to 100%. For most of the substances, far under half of the amount present was washed out, e.g., the washing out was less than 10% for more than 80% of the aryl amines demonstrated. Therefore, it is not unlikely that, with respect to several of the substances, a considerable washing out will occur in the following laundings.

Health risk screening

The health risk screening of the substances found in the textiles shows that the following substances must be considered problematic as the concentrations found present a risk of health effects on the users of the textiles and/or the shop assistants (see table above): Nicotine, naphthalene, o-chlorophenol, C₃-alkylbenzenes, C₄-alkylbenzenes, tetrachloroethylene, p-chloroaniline, p-nitroaniline, toluene diisocyanate and nitrobenzene. To these must be added the following substances that, similarly, are considered to present a small risk: DEHP, acridine, readily soluble barium compounds, cadmium, cobalt, chromium, lead, arsenic, mercury, nickel and tin.

It cannot be excluded that also other substances demonstrated in the textiles may be of risk to health as a health risk screening of these substances has not been possible due to lack of adequate toxicological data. They are: 2-Bromo-6-chloro-4-nitroaniline, 3,5-dinitrobromobenzene, 2-chloro-4-nitroaniline, 2-cyano-4-nitroaniline, 6-bromo-2,4-dinitroaniline, 6-chloro-2,4-dinitroaniline, N-ethyltoluene sulfonamide, n-butylbenzene sulfonamide, N-methyl toluene sulfonamide, 6-methyl-3-nitroaniline, 4-methyl-3-nitroaniline, 4-chloro-2-nitroaniline, isoquinoline, indan, methyldiphenylamine, (1-chloro-dodecyl) benzene, (1-chloro-1-methylundecyl) benzene, methylindan and 2-methyl naphthalene.

Some textiles contain a lot of different substances, which, in combination, may be of risk to health especially as many of the substances (e.g. aniline derivatives) are most likely to have the same effect. It has, however, not been possible to quantify the risk on the basis of the present data.

More literature

“Chemicals in textiles - report on a government assignment” [Kemikalier i textilier - redovisning av et regeringsuppdrag]. KEMI 2/97. Kemikalieinspektionen, Solna, Sweden. February 1997, in Swedish.

Konklusion

Formålet med dette projekt har været at få udpeget de kemikalier i brugsklare tekstiler, der udgør en miljø- og/eller sundhedsmæssig risiko samt angive umiddelbare substitutionsmuligheder. Den miljømæssige risiko relaterer sig til afledning af vaskevand fra husholdningsvask, og sundhedsrisikoen vedrører forbrugere og forhandlere (butikspersonale) af brugsklare tekstiler.

Projektet omfatter beklædningstekstiler samt boligtekstiler, der vaskes ofte. Kun tekstiler af de mest anvendte fibertyper indgår, og heraf vurderes beklædningstekstilerne at dække ca. 95% af markedet i Danmark. Tilsvarende vurderes de medtagne boligtekstiltyper at udgøre omkring 40% af boligtekstilmarkedet (der ses bort fra gulvtæpper). Samlet vurderes de typer af tekstilprodukter, som projektet omfatter, at repræsentere omkring 50% af det danske tekstilmarked (der ses bort fra tekniske tekstiler).

Det totale årlige tekstilforbrug (salg) i Danmark vurderes at udgøre omkring 22 kg pr. indbygger og heraf ca. 13 kg beklædningstekstil pr. indbygger.

Det vurderes, at omkring 50% af den brugte mængde beklædningstekstil i Danmark genbruges. Det vurderes endvidere, at der bortskaffes 10-20 kg tekstil pr. person pr. år, og at stort set al bortskaffelse af tekstil i Danmark i dag foregår ved forbrænding. Bidrag til miljøproblemer forbundet med affaldsforbrænding, f.eks. deponering af forbrændingsrestprodukter, fra tekstiler omfattet af projektet vurderes at være uvæsentlig.

190 potentielt forekommende tekstilkemikalier er screenet for farlighed på baggrund af deres iboende egenskaber, hvad angår vandmiljø (efter ABC-systemet) og sundhed (efter UPH-systemet). 55 stoffer endte i den mest belastende kategori (A) og 52 i den mindst belastende (C), hvad angår farlighed i vandmiljøet. 68 stoffer kunne ikke vurderes på grund af datamangel. Tilsvarende hvad angår sundhed, endte 8 stoffer i den mest belastende kategori (U) og 77 i den mindst belastende (H). I dette tilfælde kunne 18 stoffer ikke vurderes på grund af datamangel. Hvad angår vandmiljø var de farligste kemikalier især at finde blandt carriers, anti-krølmidler og biocider, og hvad angår sundhed især blandt carriers, biocider, optisk hvidt og fikseringsmidler. Kun fire stoffer/stofgrupper blev tildelt farligste kategori for både vandmiljø og sundhed. Det drejer sig om: Dimethylformamid, chlorerede ethylenere, kaliumdichromat og pentachlorphenol.

22 tekstilprodukter (bukser, lagner, undertøj m.m.) blev indkøbt og analyseret i laboratorium for de ved farlighedsscreeningen udpegede, mest belastende kemikalier. Tekstilprodukterne vurderes som typer at dække ca. 10% af det årlige salg i Danmark. Der blev ved de kemiske analyser bl.a. konstateret forekomst af naphthalen, o-chlorphenol, nikotin, flere phthalater, kvaternære ammoniumforbindelser, nonylphenoletoxylater, chlorerede benzener, alkylbenzener, 14 arylaminer, substituerede toluer-

ner, benzensulfonamider, polycykliske forbindelser og substituerede benzener samt tungmetallerne bly, cadmium, kobber, cobalt, chrom, nikkel, zink, barium, tin, arsen og kviksølv.

På alle de indkøbte tekstilprodukter er der udført simuleret husholdningsvask, og vaskevandet er analyseret for de kemikalier, der blev fundet i tekstilerne. Der er i vaskevandet fundet naphthalen, nikotin, nonylphenolethoxylater, tetrachlorethylen, trimethylbenzen, biphenyl, 9 aryaminer, substituerede toluener, benzensulfonamider, acridin, isoquinolin samt metallerne cobalt, chrom, kobber, nikkel, cadmium, bly, tin, zink og barium. Udvaskningsprocenterne spænder fra under 1 promille til over hundrede procent. Sidstnævnte skyldes sandsynligvis, at visse stoffer (f.eks. kortkædede nonylphenolethoxylater) muligvis dannes under vaskprocessen. Mindst udvaskning blev fundet for bl.a. chlorerede carriers og substituerede toluener, mens f.eks. visse phthalater, visse tungmetaller og benzensulfonamider lå i den høje ende.

Miljørisikovurderingen, baseret på resultaterne af forsøgene med simuleret husholdningsvask, viser bl.a., at 12 stoffer udgør en risiko for miljøeffekter i vandmiljøet, at for 6 stoffer kan effekter ikke udelukkes, og 7 stoffer kan ikke vurderes på grund af datamangel. Screeningen for sundhedsrisiko, der er baseret på de målte maksimale koncentrationer i de indkøbte tekstilprodukter, viser tilsvarende, at 20 stoffer i større eller mindre omfang udgør en risiko for forbrugere og/eller salgspersonale, og at 19 stoffer ikke kan vurderes på grund af datamangel.

Det kan konkluderes, at denne undersøgelsen, som må betegnes som begrænset i forhold til et stort og varieret tekstilmarked, peger på, at følgende stoffer bør søges undgået (eller begrænset) i tekstiler, og flere af disse er derfor kandidater for substitution.

Stoffer der vurderes at udgøre en miljø-og/eller sundhedsmæssig risiko

Kemikalie/stof	Sundhedsrisiko for forbruger	Sundhedsrisiko for butikspersonale	Vandmiljørisiko
Nikotin	+	-	+
Naphthalen	(-)	+	-
DEHP	(+)	-	+
o-chlorphenol	(+)	+	-
C ₃ -alkylbenzener	+	-	-
C ₄ -alkylbenzener	+	-	-
Tetrachlorethylen	+	-	-
p-chloranilin	+	-	(-)
p-nitroanilin	+	-	-
Toluendiisocyanat	+	+	-
Acridin	(+)	(+)	+
Nitrobenzen	+	-	-
Barium (letopløselig)	(+)	(+)	-
Cadmium	(+)	(+)	+
Cobalt	(+)	-	(-)
Chrom	(+)	-	+
Bly	(+)	(+)	+
Arsen	(+)	(+)	-
Kviksølv	(+)	(+)	-
Tin	(+)	(+)	(-)
Nikkel	(+)	-	-
Zink	-	-	+
Nonylphenoethoxylater	(-)	-	+
2,6-dichlor-4-nitroanilin	-	-	+
2-chlor-4-nitroanilin	(-)	-	+
6-methyl-3-nitroanilin	(-)	-	+
Diphenylamin	(-)	-	+

+: Risiko (+); Lille risiko (-); Grænsetilfælde -: Ingen risiko *: Ikke vurderet pga. datamangel

Disse i alt 27 stoffer domineres af urenheder i farvestoffer (aniliner, acridin, nitrobenzen og diphenylamin samt tungmetaller) og tildels carriers (C₃- og C₄-alkylbenzener samt tetrachlorethylen og naphthalen). Hvad angår tungmetaller anbefales det om muligt at undgå brug af tungmetallbaserede farvestoffer/pigmenter og at minimere indholdet af tungmetallurenheder i farvestoffer/pigmenter. En reduktion af arylaminindholdet og andre urenheder i form af acridin, nitrobenzen og diphenylamin anbefales ligeledes. Det anbefales endvidere, at forekomst af cadmium og DEHP i PVC-tryk fjernes eller alternativt at undgå PVC-tryk. Brug af carriers kan i stort omfang undgås ved at benytte højtemperaturfarvning, bortset fra ved farvning af blandinger hvor uld indgår. Her bør anvendes mindst miljø- og sundhedsbelastende carriers. Det vurderes, at nonylphenoethoxylater vil kunne substitueres af bl.a. fedtalkoholethoxylater. Den præcise anvendelse af nikotin har ikke kunnet udredes, og substitutter kan derfor ikke angives. Forekomst af tin (især udvaskbar) og toluendiiso-

cyanat i polyurethan bør undgås. Sidstnævnte kan muligvis begrænses ved optimal udhærdning af polyurethan.

Der er behov for afklaring af følgende emner: Miljømæssig betydning af udvaskning af farvestoffer under husholdningsvask, muligheder for at minimere urenheder i farvestoffer/pigmenter, hvad er betydningen af gentagne husholdningsvaske på kemikalieindholdet i tekstilet og hvor, samt med hvilket formål anvendes nikotin.

1 Indledning

Alle mennesker er næsten konstant i kontakt med tekstiler, både i form af det tøj vi bærer, men også når vi f.eks. tørrer os efter et bad - ja endog når vi sover, foregår det i sengetøj lavet af tekstil. Det er derfor meget vigtigt, at tekstiler ikke indeholder sundhedsskadelige kemikalier.

Når vi vasker tøj, udvaskes indholdet af kemikalier (f.eks. overskudsfarve) i større eller mindre omfang og tilføres herved kloaksystemet. Hvis disse kemikalier ikke bliver nedbrudt i renseanlægget, kan de nå vandmiljøet ved udledning eller landbrugsjorden ved udbringning af slam. Miljøfarlige kemikalier kan herved blive spredt i det ydre miljø.

1.1 Baggrund

Nyere svensk undersøgelse

En nyere svensk undersøgelse med titlen "Kemikalier i tekstilier" (Kemikalieinspektionen, 1997) beskriver en undersøgelse af sundheds- og miljøfarlige kemikalier i importerede tekstiler. Undersøgelsen når frem til, at farlige kemikalier findes inden for funktionsgrupperne biocider, brandhæmmere, farvestoffer (azo- og dispersionsfarver), carriers og blødgørere samt formaldehyd mm. Det drejer sig både om stoffer, der tjener en funktion i det endelige produkt (f.eks. brandhæmmere og farvestoffer) og rester af hjælpekemikalier, der har indgået ved produktionen af tekstilet (f.eks. carriers og nonylphenoethoxylater). Undersøgelsen behandler eksponeringsrisiko og potentiale for udvaskning af tekstilkemikalier i brugsfasen meget overordnet, og bortskaffelsesfasen berøres stort set ikke.

Danske undersøgelser

I de senere år har der i forbindelse med "Rammeprogrammet vedrørende udvikling og implementering af renere teknologi i tekstil- og beklædningsindustrien" været fokus på mulighederne for renere teknologi på tekstilområdet i Danmark. Undersøgelserne, der er blevet iværksat inden for Rammeprogrammet, har koncentreret sig om produktionsfasen med hovedvægt på procesoptimeringer. Af disse undersøgelser har der indgået miljø- og sundhedsvurderinger i "Substitution af mineralolie ved maskinstriking" (DTI, 1998(a)) og "Miljø- og sundhedsvurdering af tekstilvaskemidler og hjælpekemikalier anvendt på offentlige industrielle vaskerier" (DTI, 1998(b)). Hertil kommer projekter ("konto 14 projekter") med mere direkte fokus på miljø- og sundhedsmæssige aspekter: "Azocolorants in Textiles and Toys" (Brarup *et al.*, 1998), "Analyse af dioxin og pentachlorphenol i nye tekstiler (DMU, 1996) og "Kontaktallergi overfor formaldehyd i relation til formaldehyd frigivet fra tekstiler" (Menné, 1994). Disse projekter bidrager alle til at belyse dele af emnet miljø og sundhed i forbindelse med anvendelse af kemikalier ved fremstilling og brug af tekstiler, men projekterne dækker samlet kun en lille del af emnet.

Det er således meget begrænset, hvad der er udført af undersøgelser omfattende tekstilkemikalier med fokus på brugsfasen og bortskaffelse af

tekstiler - og undersøgelser på substitutionsområdet er ligeledes meget sparsomme. Nærværende projekt omfatter netop disse emner.

1.2 Formål

Formålet er, med udgangspunkt i brugs- og bortskaffelsesfasen, at nå frem til anbefalinger vedrørende hvilke kemikalier, der bør undgås ved fremstilling og forarbejdning af tekstiler samt angive umiddelbare substitutionsmuligheder.

1.3 Rapportens opbygning

I kapitel 2 findes en beskrivelse af hvilke tekstilprodukter og fibertyper, projektet omfatter, samt en overordnet kvantitativ beskrivelse af det danske tekstilmarked. Beregningsgrundlaget for sidstnævnte er beskrevet i bilag 1. Kapitel 3 beskriver på baggrund af hidtidig (teoretisk) viden, hvilke mulige kemikalier, der kan forventes at forekomme i brugsklart tekstil – herunder hvor i tekstilproduktionsforløbet de indgår. En screening for miljø- og sundhedsfarlighed af disse kemikalier er beskrevet i kapitel 4, og detaljerede resultater, kriterier for screeningerne mm. er desuden anført i bilag 2. På baggrund af farlighedsscreeningerne er der udvalgt et antal kemikalier, som et udvalgt antal tekstilprodukter er analyseret for. Dette samt resultaterne af analyserne er beskrevet i kapitel 5 og bilag 3. Som beskrevet i kapitel 6 og bilag 4 er der desuden udført simuleret husholdningsvask på de udvalgte tekstiler, og vaskevandet er analyseret for indhold af udvalgte kemikalier. I kapitel 7 er de kemikalier, der er fundet i vaskevandet, miljørisikovurderet med hensyn til afledning med spildevand til offentlig kloak (husholdningsvask), og de kemikalier, der er fundet i tekstilerne er risikoscreenet med hensyn til forbrugeres og forhandleres (butikspersonalets) sundhed. Bortskaffelse af tekstiler i Danmark er beskrevet i kapitel 8. Endeligt er der i kapitel 9 på baggrund af risikovurderingerne opstillet en liste over hvilke kemikalier, det bør søges undgået i tekstiler og angivet umiddelbare substitutionsmuligheder, samt oplyst udviklingsbehov. Alle kapitler afsluttes med et opssummerende afsnit.

1.4 Anvendelighed

Tekstilproducenter

Tekstilproducerende og tekstilforarbejdende virksomheder vil kunne drage nytte af kapitel 4 og bilag 2 samt især kapitel 9 i afklaringen af, hvilke kemikalier der bør undgås under produktion og forarbejdning, når der fokuseres på brugsfasen. Endvidere vil de i kapitel 9 kunne finde en angivelse af umiddelbare substitutionsmuligheder i begrænset omfang.

Importører og indkøbere

Importører og indkøbere af tekstiler vil ligeledes have nytte af de nævnte kapitler og bilag i deres arbejde med miljøkravfastsættelse over for underleverandører, hvad angår hvilke kemikalier, der især bør undgås i tekstiler. Producenter og leverandører af tekstilkemikalier vil ligeledes kunne anvende de nævnte kapitler og bilag men herudover også kapitel 5, 6 og 7 samt bilag 3 og 4 i deres arbejde med kemikaliesubstitution. Miljømyndigheder, miljørådgivere, interesseorganisationer m.fl. vil til deres arbejde med tekstilbranchen kunne finde oplysninger i rapporten vedrø-

Kemikalieproducenter

Miljømyndigheder m.fl.

rende: Forbruget af tekstiler i Danmark; hvor i tekstilproduktionskæden de enkelte kemikalietyper anvendes; hvilke kemikalier der forekommer i tekstiler, hvor farlige de er, og i hvilket omfang de udvaskes under husholdningsvask; hvilke kemikalier der udviser risiko for miljø- og sundhedseffekter; hvordan tekstiler bortskaffes i Danmark; anbefalinger vedrørende substitution. Som det i øvrigt fremgår af rapporten, skal disse oplysninger (heraf er de fleste vurderinger) ses i lyset af projektarbejdets forholdsvis begrænsede datagrundlag m.v. - her tænkes f.eks. på det forhold, at de indkøbte laboratorieanalyserede tekstilprodukter "kun" omfatter 22 stikprøver ud af et enormt varieret og skiftende tekstilmarked.

1.5 Afgrænsning

Beklædnings- og boligtekstiler

Projektet omfatter beklædnings- og boligtekstiler, der enten er i nær eller hyppig kontakt med forbrugeren eller vaskes ofte. Kun tekstiler bestående af fibertyperne bomuld, uld, silke, viskose, acetat, triacetat, polyester, polyacryl, polyamid og elasthan er omfattet. Afgrænsningen er i øvrigt detaljeret beskrevet i kapitel 2.

1.6 Metode

Tekstilmarkedet

Vurderingen af tekstilmarkedet i Danmark er fortrinsvist baseret på data fra Danmarks Statistik og Dansk Tekstil & Beklædning, mens data fra EU er inddraget ved vurdering af hvilken markedsandel, projektet omfatter, hvad angår fibre.

Kemikalieforekomst

Kortlægning af hvilke kemikalier, der (teoretisk) kan forekomme i tekstiler i brugsfasen, er primært baseret på en nyere, stor svensk undersøgelse (Kemikalieinspektionen, 1997) samt oplysninger fra fire store, internationale kemikalieproducenter angående farvestoffer og pigmenter. Beskrivelsen af, hvor i tekstilproduktionskæden kemikalierne anvendes, er baseret på eksisterende viden fra litteraturen.

Farlighedsscreening

Tekstilkemikalierne er screenet for farlighed over for vandmiljø og sundhedsfarlighed ved hjælp af henholdsvis ABC-systemet, der findes beskrevet i Miljøstyrelsens Spildevandsvejledning (Miljø- og Energiministeriet, 1994), og UPH-systemet (Hansen *et al.*, 1996), som bygger på principperne EU's klassifikationssystem for sundhedsfare.

Indkøb af tekstiler

Med udgangspunkt i farlighedsscreeningen er de mest miljø- og sundhedsproblematiske kemikalier prioriteret. For at undersøge om disse reelt forekommer på det danske tekstilmarked, er et antal indkøbte tekstiler analyseret for disse stoffer i laboratoriet. Analyserne er foretaget ved bl.a. GC-MS, TLC og ICP-MS. Tekstilerne (22 stikprøver) er bl.a. udvalgt ud fra kriterier om at skulle dække alle fibertyper omfattet af projektet samt umiddelbart vurderet sandsynlighed for forekomst af de prioriterede kemikalier.

Simuleret husholdningsvask

Med det formål at undersøge i hvilket omfang tekstilers indhold af kemikalier udvaskes under normal husholdningsvask, er der udført simuleret husholdningsvask på de indkøbte tekstilprøver. Tekstilprøverne er under kontrollerede forhold vasket efter en procedure beskrevet i ISO 105-

C06:1994(E), der normalt bruges til test af tekstilers farveægthed, og de udførte forsøg svarer ifølge standarden til én husholdningsvask (én vask og ét skyl). Vaskevandet er efterfølgende i laboratoriet analyseret for indhold af de prioriterede kemikalier, der blev fundet ved analyse af tekstilerne.

Risikovurdering

For at undersøge om de tekstilkemikalier, der er konstateret i tekstilerne eller i vaskevandet, reelt udgør en risiko for miljøeffekter ved husholdningsvask samt risiko for sundhedseffekter over for forbrugere og/eller forhandlere (butikspersonale), er der udført en risikoscreening/-vurdering. Både miljørisikovurderingen af kemikalier afledt med vaskevand til kloak og risikoscreeningen af kemikalier konstateret i de analyserede tekstiler med hensyn til sundhed er baseret på principperne i Europakommissionens Vejledning i Risikovurdering (EC, 1996).

Substitutionsmuligheder

De kemikalier, der vurderes at udgøre en miljø- og/eller sundhedsmæssig risiko er oplyst og umiddelbare substitutionsmuligheder angivet på grundlag af eksisterende viden og oplysninger fra kemikalieproducenter.

2 Afgrænsning i forhold til tekstilmarkedet i Danmark

I dette kapitel beskrives hvilke tekstilproduktgrupper og fibertyper, der er medtaget i projektet og baggrunden herfor. Sidste del af kapitlet indeholder en opgørelse over forbruget af hovedproduktgrupperne på det danske marked.

2.1 Tekstiler og fibertyper omfattet af projektet

Tekstilprodukter

Tekstilprodukter kan groft opdeles i fire hovedområder:

- *Beklædningstekstiler*, der dækker det, vi har på kroppen fra inderst til yderst. Det er værd at bemærke, at beklædningsgenstandene sko og parykker, som kan være fremstillet af tekstilfibre, ikke er omfattet af området;
- *Boligtekstiler*, der dækker områderne sengelinned (lagner, hovedpude- og dynebetræk), dyner/hovedpuder, madrasser, tekstiltapeter, gardiner, tæpper og anden gulvbelægning, møbelstoffer, forhæng, dækketøj (duge, dækkeservietter og mundservietter), håndklæder, viskestykker og klude;
- *Udendørstekstiler*, der omfatter tekstiler som presenninger, markiser, telte, militærudrustning osv. (dog ikke beklædning);
- *Tekniske tekstiler*, det vil sige tekstiler, til hvilke man stiller specifikke krav, det være sig med hensyn til f.eks. trækstyrke, smeltepunkt, syre- eller basefasthed osv. Eksempler på disse er bildæk, brandslanget, transportbånd, filtre osv. Dette område omfatter også geotekstiler, dvs. tekstiler, der anvendes sammen med jord, sand eller vand, og medicinske tekstiler til sundhedssektoren, herunder diverse hygiejnefibre.

Kriterier for produktvalg

Dette projekt har fokus på tilstedeværende kemikalier i brugsklare tekstiler og deres mulige miljø- og sundhedsmæssige effekter i brugsfasen. Dvs. sundhedsmæssige påvirkninger af forbrugeren i forbindelse med brug og mulige væsentlige miljømæssige påvirkninger i forbindelse med vedligeholdelse (vask).

Det er derfor valgt, at produkter, som forbrugeren har nær og hyppig kontakt med, er omfattet af projektet. Ligeledes er produkter, der vaskes ofte, inkluderet.

Hygiejnetekstiler

Da hygiejnetekstiler som f.eks. hygiejnebind og bleer er specielt fremstillet med henblik på ikke at give forbrugeren gener ved anvendelsen, herunder bl.a. i særlig grad at undgå kemikalier i produkterne, er disse ikke omfattet af projektet.

Det kan diskuteres, i hvilket omfang produkter, der kun med en lille del af overfladen kommer i direkte kontakt med huden og sjældent i længere tid af gangen som f.eks. møbelstoffer, gardiner og dækkeservietter, bør være omfattet af projektet. Det er her valgt at inkludere de produkter af denne type, der samtidig vaskes ofte (f.eks. dækkeservietter).

Produktafgrænsning

Sammenfattende foretages følgende overordnede produktafgrænsning:

- Projektet omfatter alle typer af beklædningstekstiler.
- Projektet omfatter visse boligtekstiler, dvs. sengelinned, dækketøj (dækkeservietter, mundservietter og duge), håndklæder, viskestykker og klude.
- Udendørstekstiler og tekniske tekstiler er ikke omfattet.

Fibertyper

Produktgruppen beklædningstekstiler omfatter mange forskellige typer af produkter (f.eks. underbukser og jakker), der kan være fremstillet af mange forskellige fibertyper, f.eks. bomuld, uld og polyester. Hvad angår de ovennævnte boligtekstiler, er bomuld meget dominerende.

Da projektet fokuserer på de mest udbredte produkter, er der yderligere foretaget en afgrænsning for fibertyper.

Af tabel 2.1 ses en oversigt over forbruget af forskellige fibertyper til beklædning i EU for 1994. Det vurderes, at den relative fordeling er repræsentativ for det danske marked.

Som det fremgår af tabel 2.1 er fibertyperne bomuld og uld dominerende for naturfibre.

Tabel 2.1

Forbrug af fibre til beklædning i EU (EU, 1998)

Fibertype	Forbrug i 1.000 tons	Forbrug i % af total
Bomuld	674,7	30,3
Uld	358,4	16,1
Polyester	447,9	20,1
Polyacryl	279,5	12,6
Polyamid	210,3	9,4
Regenereret cellulose*	225,2	10,1
Andre	30,0	1,4
Total	2.260	100

* Omfatter bl.a. fibrene viskose, modal, acetat og lyocell

Af de regenererede fibertyper - som er lavet af naturens egne kemiske forbindelser som f.eks. cellulose i træ - vurderes viskose og acetat at være de mest udbredte.

Den sidste hovedgruppe er syntetfibrene (af petro-kemisk oprindelse), hvor polyester, polyacryl og polyamid (nylon) er de væsentligste.

Endvidere er det fundet relevant også at medtage silke og elasthan, idet silke hovedsageligt anvendes til tøj, der sidder tæt på kroppen, og idet elasthan - som er en slags syntetisk elastik - indgår som en mindre bestanddel i en række udbredte kropsnære beklædningsprodukter som f.eks. underbukser og strømper.

Lyocell og hør

Det kan ligeledes diskuteres om andre mindre betydende - men dog ikke ubetydelige - fibertyper som lyocell (anvendes til beklædning) og hør (anvendes bl.a. i mindre grad til duge og viskestykker) også burde være omfattet af projektet. Begge er cellulosefibre og gennemgår principielt samme kemiske behandling som bomuld og viskose efter fiberfremstillingen. Deres mulige kemikalieindhold vil derfor i al væsentlighed være dækket ind af bomuld og viskose, og de er derfor ikke medtaget.

Øvrige specielle fibertyper til beklædning, som bl.a. cupro (regenereret cellulosefiber), medtages ikke på grund af deres meget små markedsandele.

Fibertypeafgrænsning

Sammenfattende foretages følgende overordnede fibertypeafgrænsning:

- Projektet omfatter de mest anvendte fibertyper inden for beklædning, dvs. naturfibrene bomuld og uld og kemofibrene polyester, polyacryl polyamid, viskose og acetat. Endvidere medtages også naturfibren silke og kemofibren elasthan.

Markedsandele

Med baggrund i tallene i tabel 2.1. vurderes disse fibertyper samlet at dække over 95% af markedet til beklædning. De udvalgte boligtekstiler vurderes med baggrund i andre tal fra samme reference at udgøre ca. 40% af markedet for boligtekstiler (eksklusiv tæpper og anden gulvbelægning).

Nedenstående præsenteres en oversigt over tekstilmarkedet i Danmark med særlig vægt på de udvalgte beklædnings- og boligtekstiler.

2.2 Markedet for overordnede produktgrupper

Andel importeret tekstil

Tekstilmarkedet i Danmark, hvad angår beklædning og boligtekstiler, er generelt kendetegnet ved at langt den overvejende del, ca. 85%, er importeret.

Brancheforeningen Dansk Textil & Beklædning angiver en hjemmemarkedsandel for tøj for 1996, 1997 (prognose) og 1998 (prognose) på henholdsvis 16%, 15% og 15%. (DT&B, 1997)

Salg af tekstiler i Danmark

I tabel 2.2 ses en oversigt over import, eksport, produktion og salg i Danmark for væsentlige, overordnede produktområder, angivet både som omsætning og mængde. Salget er beregnet som summen af produktion og import, fratrukket eksport og korrigeret for "negativ forsyning (salg)". Den store afvigelse på beregnet sum (salg) for "Kapitel 63" i tabel 2.2

skyldes primært korrektion for exceptionelt høje, negative forsyningstal for "underkapitlerne" for bl.a. brugte beklædningsgenstande og klude. Den anvendte beregningsmetode er detaljeret beskrevet i bilag 1 (afsnit B1.1).

Tallene i tabel 2.2 er fra 1996 og er baseret på oplysninger fra Danmarks Statistik. Danmarks Statistik har oplyst, at tal for 1997 (og senere) ikke kan anvendes til at beregne mængden, idet virksomheder fra medio 1997 ikke har haft pligt til at oplyse mængden ved import og eksport.

Tabel 2.2

Varestatistik for væsentlige produktområder i 1996 (Danmarks Statistik, 1999)

Produktområde	Import		Eksport		Produktion i Danmark		Salg i Danmark	
	1.000 kr.	tons	1.000 kr.	tons	1.000 kr.	tons	1.000 kr.	tons
Beklædningsgenstande og tilbehør til beklædningsgenstande, af trikotage (Kapitel 61 hos DS)	5.020.377	42.593	4.534.832	23.467	2.801.330	14.488	3.286.875	33.761
Beklædningsgenstande og tilbehør til beklædningsgenstande, undtagen varer af trikotage (Kapitel 62 hos DS)	6.185.903	37.545	4.442.813	17.927	2.983.440	12.174	4.726.530	32.028
Andre konfektionerede tekstilvarer (f.eks. sengelinned, telte); håndarbejdsstæt; brugte beklædningsgenstande og brugte tekstilvarer; klude (Kapitel 63 hos DS)	949.943	20.071	984.174	19.778	888.572	7.550	854.341	19.887
Gulvtæpper og anden gulvbelægning af tekstilmaterialer (Kapitel 57 hos DS)	460.788	20.002	898.260	27.574	1.175.425	36.595	737.953	30.682
SUM	12.617.011	120.211	10.860.079	88.746	7.848.767	70.807	9.605.699	116.358

"Kapitel 61" og "62" i tabel 2.2 omfatter samlet alle typer af beklædningsstekstiler. "Kapitel 63" omfatter bl.a. boligtekstiler. "Kapitel 57" (gulvtæpper og anden gulvbelægning) er ikke omfattet af dette projekt, men er medtaget i oversigten for at kunne lave en mængdemæssig sammenligning med udenlandske tal for forbrug af tekstiler.

Forbrug pr. indbygger

Da befolkningstallet i Danmark pr. 1. januar 1996 var ca. 5,25 mio. indbyggere (Århus Universitet, 1999), svarer summen i tabel 2.2 for alle "Kapitler" til ca. 22 kg pr. indbygger og mængden af beklædningsstekstiler til ca. 13 kg pr. indbygger.

Ifølge TNO (Goot & Luiken, 1998) ligger det globale forbrug af fibre på ca. 7,5 kg pr. person pr. år. For EU angives forbruget af tekstiler til ca. 15-20 kg pr. person pr. år. En anden kilde (Jansson, 1996) angiver dog et noget højere tal for forbrug af tekstiler i Tyskland i 1991, idet forbruget af beklædningsstekstiler alene er anslået til ca. 18 kg pr. indbygger.

Under alle omstændigheder er de beregnede danske tal for 1996 af cirka samme størrelsesorden som de udenlandske tal.

Sammenfattende er vurderingen, at de udvalgte tekstiler udgør ca. 60.000 tons på det danske marked, heraf er ca. 50.000 tons beklædningstekstiler og ca. 10.000 tons boligtekstiler. Samlet svarer dette til ca. 50% af tekstilmarkedet i Danmark.

2.3 Opsummering

Projektet omfatter alle beklædningstekstiler og visse boligtekstiler, dvs. sengelinned, dækkeservietter, mundservietter, duge, håndklæder, viskestykker og klude. Andre boligtekstiler (f.eks. tæpper), udendørstekstiler (f.eks. telte) og tekniske tekstiler (f.eks. brandslanger) er ikke omfattet.

Kun tekstiler af de dominerende fibertyper bomuld, uld, silke, polyester, polyacryl, polyamid, elasthan, viskose og acetat er inddraget.

De valgte fibertyper vurderes at dække mere end 95% af beklædnings-tekstilerne på det danske marked og de udvalgte boligtekstiler omkring 40% af boligtekstilmarkedet (der ses bort fra gulvtæpper og anden gulvbelægning).

Det totale tekstilforbrug (salg) i Danmark vurderes at udgøre omkring 22 kg pr. indbygger (eksklusiv tekniske tekstiler) og ca. 13 kg beklædnings-tekstil pr. indbygger.

De tekstilprodukter, der er omfattet af projektet, vurderes samlet at udgøre omkring 50% af tekstilmarkedet i Danmark (der ses bort fra tekniske tekstiler).

3 Mulige kemikalier i brugsklart tekstil

Beklædnings- og tekstilindustrien anvender et meget stort antal forskellige kemikalier ved fremstilling af tekstiler, og alle disse vil i teorien kunne tænkes at forekomme i det færdige tekstil.

Under normale omstændigheder, dvs. ved korrekt fremstilling, er det dog kun sandsynligt, at det brugsklare tekstil indeholder kemikalier, der er anvendt sidst i fremstillingsforløbet i større mængder. I forbindelse med vådbehandlingen (f.eks. farvning), hvor langt de fleste kemikalier anvendes, udføres bl.a. ofte en meget grundig skylle- eller renseproces som afslutning på de forskellige fremstillingstrin. Formålet er at udvaske eller fjerne de kemikalier fra tekstilet, der kan have negativ effekt på de efterfølgende processer. Til sidst i fremstillingsforløbet foretages endvidere ofte en særlig grundig skylleproces eller en fikseringsproces efterfulgt af en tørreproces. Den afsluttende skylleproces foretages som regel med vand og fikseringsprocessen er ofte en varme-/afdampningsproces.

Det er således et naturligt led i fremstillingsprocessen at tilstræbe - både undervejs og til sidst i forløbet - at kun tilsigtede kemikalier forbliver i tekstilet. Med tilsigtede kemikalier menes kemikalier, der giver tekstilet et ønsket udseende eller en ønsket funktion som f.eks. henholdsvis farvestoffer og vandskyende imprægneringskemikalier.

I det følgende afsnit redegøres kortfattet for de forskellige produktionsfaser og -processer i tekstilfremstillingen med særlig fokus på anvendte kemikalier. Formålet er at udpege hvilke kemikalier, der - tilsigtede eller utilsigtede - kan forventes at forefindes i brugsklare tekstiler, samt i hvilken fase og i hvilke processer de anvendes.

Sidst i dette kapitel bringes en vurdering af, i hvor store mængder disse kemikalier sandsynligvis forefindes i brugsklare tekstiler.

3.1 Fremstilling af tekstiler

Fremstillingen af tekstiler kan opdeles i følgende hovedfaser:

- Fiberfremstilling
- Garnfremstilling
- Strikning
- Vævning
- Forbehandling
- Farvning
- Trykning
- Efterbehandling
- Konfektionering

Faserne forbehandling, farvning, trykning og efterbehandling benævnes samlet som vådbehandling.

Fremstillingsforløb

Ovenstående rækkefølge viser det mest udbredte fremstillingsforløb (bortset fra at et tekstil naturligvis ikke både strikkes og væves). Det skal dog bemærkes, at det er ganske normalt at forbehandle, farve og efterbehandle fibre eller garner før henholdsvis garnfremstilling og strikning/vævning.

3.1.1 Fiberfremstilling

Af fiberoversigten i tabel 3.1 fremgår det, at fibre inddeles i de to hovedgrupper naturfibre og kemofibre (fibertyper, der er omfattet af dette projekt er markeret med fed skrift).

Tabel 3.1

Fiberoversigt i uddrag (DTI, 1998)

Fibertyper			
Naturfibre		Kemofibre	
Vegetabiliske fibre	Animalske fibre	Fibre baseret på naturlige (regenererede) polymere	Fibre baseret på syntetiske polymere
Bomuld	Uld	Viskose	Polyester
Hør	Silke	Acetat	Polyacryl
Hamp	Kashmir	Triacetat	Polyamid *
Jute	Angora	Lyocell	Elasthan
Ramie	Kameluld	Modal	Polypropylen

* Nylon

Naturfibre og kemikalierester

Naturfibre indeholder naturlige ledsagestoffer (som f.eks. bomuldsvoks og uldfedt), men kan også indeholde rester af kemikalier, der er anvendt under fremstillingen (pesticider og andre agrokemikalier). Naturfibre kan endvidere indeholde rester af konserveringsmidler (som f.eks. pentachlorphenol), som ofte tilsættes i forbindelse med opbevaring/transport.

Det vurderes, at de pesticider og konserveringsmidler, der anvendes, kun i sjældne tilfælde vil optræde i det brugsklare tekstil. Stofferne er ofte bundet til de naturlige fedtstoffer, og disse udvaskes næsten fuldstændigt i forbindelse med den indledende vådbehandling af de tekstile fibre/materialer. Da de tekstile materialer ofte yderligere gennemgår adskillige vaskeprocesser, vil stofferne tilsat i forbindelse med råfiberfremstillingen under normale omstændigheder sandsynligvis ikke optræde i de færdige tekstiler.

Kemofibre og kemikalierester

I forbindelse med fremstilling af kemofibre anvendes mange forskellige kemikalier. Der gælder samme forhold som for naturfibre, idet udvaskelige kemikalierester fra fiberfremstillingen sandsynligvis vil blive fjernet i forbindelse med den videre forarbejdning af fibrene/materialerne. Kemofibre kan dog indeholde mindre mængder af bundne forbindelser som

f.eks. tungmetaller, som i givet fald kan afgives til omgivelserne i forbindelse med bortskaffelsen.

3.1.2 Garnfremstilling

Ved garnfremstilling spindes stapelfibre (korte natur- eller kemofibre) eller filamenter (lange, "endeløse" kemofibre) sammen til tråd eller garner.

Spindeolier

Ved spindeprocessen tilsættes spindeolier (mineralske, vegetabiliske eller syntetiske) for at mindske friktionen og slitagen på fibre. Spindeolierne er ofte tilsat emulgatorer for at sikre, at de udvaskes tidligt ved den efterfølgende vådbehandling.

Spindeolierne (og emulgatorerne) vil derfor kun optræde i de færdige tekstiler, hvis garnerne efterfølgende strikkes til færdige tekstiler uden afsluttende vådbehandling, hvilket ikke er normalt.

3.1.3 Strikning/vævning

Når garnerne strikkes eller væves til metervarer eller færdige tekstiler anvendes af hensyn til produktionshastigheden henholdsvis nåleolier (ofte mineraliske) og slettemidler (naturlig stivelse, syntetisk stivelse som f.eks. carboxymethylcellulose (CMC) og polyvinylalkohol (PVA)).

Nåleolier og slettemidler

Nåleolier og især slettemidler kan være tilsat forskellige additiver. Hvor slettemidler og eventuelle additiver fjernes ved den nødvendige efterfølgende grundige afsletning/vask, kan det forekomme, at strikkede varer efter stikning går til færdigkonfektionering med kun én mellemliggende vask.

Det er derfor ikke usandsynligt, at strikkede varer i nogle tilfælde kan indeholde rester af nåleolier.

3.1.4 Forbehandling

Forbehandlingsprocessernes formål er generelt at gøre tekstilvarerne velegnede til de efterfølgende farvnings-, tryknings- og efterbehandlingsprocesser.

Dette indebærer i almindelighed fjernelse af ledsagestoffer, hvadenten disse er naturgivne, som f.eks. bomuldsvoks, eller tilført ved tidligere processer, som f.eks. fiberpræparationer (efterbehandling af kemofibre i fremstillingsfasen), spindeolier, nåleolier eller slette.

Blegning

Blegning, hvis formål er at gøre fibermaterialerne hvide, indebærer principielt også fjernelse af ledsagestoffer. Den afviger dog fra andre forbehandlingsprocesser ved, at der oftest kræves en mere intens kemisk påvirkning, samt ved at processen i nogle tilfælde, nemlig ved produktion af fuldhvide varer, ikke har karakter af forbehandling, men af en dekorationsproces på linie med farvning og trykning.

I andre tilfælde, nemlig ved forblegning af varer til pastelfarvning eller trykning, har blegningen derimod karakter af forbehandling.

Under normale omstændigheder er det således som udgangspunkt kun sandsynligt at kunne finde anvendte kemikalier fra forbehandling af fuldhvide varer. Da ordinær fuldblegning generelt har karakter af en kemisk nedbrydningsproces, som afsluttes med en grundig efterrensning og/eller eftervask, er det dog ikke i praksis sandsynligt at finde rester af kemikalier fra blegningen.

Blegning med optisk hvidt

Ved fuldblegning med optisk hvidt forholder det sig anderledes, idet optisk hvidt tilhører gruppen af tekstilkemikalier, der tilsigtet skal forblive i det færdige tekstil.

Til blegning af naturfibre anvendes oftest stilbendisulfonderivater eller distyrylbiphenyler (samme typer som anvendes i tekstilvaskemidler), som normalt ikke er vaskebestandige.

Kemofibre bleges normalt ikke med optisk hvidt i forbindelse med forbehandling, men derimod ved fiberfremstillingen. Ifølge Kemikalieinspektionen (1997) anvendes i så fald vaskebestandige forbindelser af typerne cumarin, benzoxazoler, benzimidazoler og pyrazoliner.

3.1.5 Farvning

Farvningen foregår ved, at tekstilerne anbringes i eller på anden måde påføres vandige opløsninger eller dispersioner af farvestoffer. Efter tekstilet er påført farvestof, sker der en fiksering, hvor farvestoffet bindes til fibre. Farvningen afsluttes med skylleprocesser, som har til formål at fjerne overskud og/eller ikke-fikseret farvestof samt hjælpekemikalier fra tekstilet.

Farvestoffer

Farvestoffer kan inddeles på to forskellige måder, dels efter hvilke fibre de anvendes til, dels efter hvilke(t) kemisk(e) stof(fer), de består af (kemisk struktur). I tabel 3.2 er angivet navnene på de forskellige farvestofklasser efter førstnævnte måde, og det er markeret, hvilke fibre de enkelte farvestofklasser kan anvendes til.

For beskrivelse af de enkelte farveteknikker henvises til Sørensen (1996 (3)).

Tabel 3.2

Farvestoffers inddeling og anvendelse på de forskellige fibre (Sørensen, 1996 (3))

	Kationiske farvest.	Syre-farvest.	Chrom-farvest.	Metalkomplex-farvest.	Direkt-farvest.	Dispersions-farvest.	Svovl-farvest.	Kype-farvest.	Reaktiv-farvest.	Naphthol-farvest.
Bomuld					XX		XX	XX	XX	XX
Uld		XX	XX	XX	(X)		(X)	(X)	X	(X)
Silke	X	XX	X	X	(X)		(X)	(X)	X	
Viskose					XX		X	XX	XX	XX
Acetat						XX		(X)		
Polyester						XX		(X)		(X)
Polyamid		XX	X	X	(X)	XX		(X)	X	
Acryl	XX					X				

Signatur: Anvendes i stor udstrækning XX
 Anvendes X
 Anvendes undtagelsesvis (X)

I tabel 3.3 ses et udsnit af repræsentative farvestoffer for det europæiske marked, hvor "Colour Index"-navne er angivet. For en del farvestofprodukter oplyser leverandørerne af konkurrencehensyn ikke C.I.-navn, idet disse består af blandinger af farvestoffer, hvor leverandøren har mulighed for at undlade at opgive oplysninger til kunder.

Informationerne er hentet hos tre af de største farvestofleverandører i Danmark: Ciba Specialty Chemicals A/S, Clariant (tidligere Sandoz) og Dyestar (Bayer og Hoechst's fælles farvestofdivision). De nævnte virksomheder producerer alle selv deres farvestoffer i udlandet.

Leverandørerne oplyser endvidere, at selv om oversigten hovedsageligt er baseret på salgstal i Danmark, vurderes de angivne farvestoffer at være repræsentative for hele det europæiske marked for farvestoffer til tekstiler.

Chromfarvestoffer

For chromfarvestoffer - der kaldes således, fordi der anvendes chromforbindelser ved farvningen - gælder det særlige tilfælde, at de ikke sælges i Danmark. De angivne C.I.-navne er derfor repræsentative for det øvrige europæiske marked.

Fluorescerende farvestoffer

En særlig gruppe af farvestoffer har fluorescerende egenskaber. Disse anvendes f.eks. til arbejdstøj til vejarbejdere og selskabskjoler (når moden foreskriver det). De kan fås inden for alle farvestofklasser, men må betegnes som en niche. I tabel 3.3 er nogle få eksempler vist (markeret med *).

Naphtholfarvestoffer

Naphtholfarvestoffer er ikke medtaget i tabel 3.3, idet disse ikke sælges af farvestofproducenterne. Naphtholfarvestofferne fremkommer ved først at behandle tekstilet med en koblingskomponent og efterfølgende med en diazokomponent. Farverierne laver således selv farvestofferne ud fra de to komponenter. Der findes mange komponenter af de to typer, og det er i teorien muligt at kombinere alle koblingskomponenter med alle diazokomponenterne. Der findes således et utal af kombinationsmuligheder.

Farvestofproducenter har kun oplysninger om, hvilke komponenter der sælges mest af, men ikke hvilke farvestoffer der laves på farverierne. Et begrænset, repræsentativt antal farvestoffer kan således ikke angives for denne type.

*Farvestoffer i Østeuropa
og Asien*

Det har ikke været muligt, at kortlægge de farvestoffer, som fremstilles og anvendes lokalt i visse dele af Østeuropa og Asien. Det er en udbredt opfattelse hos de farvestofproducenter, som projektgruppen har haft kontakt med, at en betydelig del af den lokale produktion er baseret på udløbne patenter fra industrilandene. Herunder farvestoffer som af bredt anerkendte miljø- og/eller sundhedsmæssige årsager ikke længere produceres i industrilandene.

Tabel 3.3

Oversigt over repræsentative farvestoffer for det europæiske marked
(C.I.-navne.)

	Reaktivfarvest.	Dispersionsfarvest.	Syrefarvest.	Direktfarvest.	Kationiskefarvest.	Kypefarvest.	Metal-komplexfarvest.	Svovlfarvest.	Chromfarvest.	
Azo-forbindelser	RE.Y 15 ³ RE.Y 39 ¹ RE.Y 125 ² RE.O 12 ² RE. O 13 ² RE.O 64 ² RE. O 70 ² RE.R 84 ¹ RE.R 147 ² RE.R 190 ² RE.R 243 ² RE.BL 214 ² RE.BL 238 ¹ RE. BK 5 ^{2,3}	DS.Y 235 ² DS.O 29 ³ DS.O 30 ² DS.R 73 ² DS.R 82 ¹ DS.R 202 ² DS.R 343 ³ DS.BL 79 ² DS.BL 79:1 ³ DS.BL 130 ¹	A.Y 246 ¹ A.O 67 ¹ A.R 57 ² A.R 127 ¹ A.R 299 ¹ A.R 361 ¹ A.R 336 ² A.BL 11 ³ A.BL 113 ¹	D.Y 169 ¹ D.O 34 ³ D.O 39 ³ D.O 46 ³ D.R 89 ¹ D.BL 71 ³ D.BL 78 ¹ D.BL 94 ¹ D.BK 19 ³ D.BK 22 ^{1,3}	B.Y 28 ³ B.R 18 ³ B.R 46 ^{1,3} B.BL 41 ^{1,3}					M.Y 8 ¹ M.R 7 ¹ M.R 94 ¹ M.BL 49 ¹ M.BK 8 ³ M.BK 9 ^{1,3} M.BK 11 ^{1,3} M.BK 17 ¹ M.BK 32 ¹
Azo-metal-komplexforbindelser	RE.BK 8 ²		A.BL 193 ³ A.BK 172 ³ A.BK 194 ^{2,3}				A.BL 193 ³ A.BK 172 ³ A.BK 194 ^{2,3} RE.BK 8 ²			
Anthraquinonforbindelser	RE.BL 19 ³ RE.BL 49 ² RE.BL 69 ¹ RE.BL 116 ²	DS.BL 56 ^{1,3} DS.BL 60 ^{1,2} DS.BL 77 ² DS.BL 87 ²	A BL 22 ³ A BL 26 ³ A BL 32 ³ A.BL 225 ¹ A BL 258 ¹ A.BL 260 ¹ A.BL 277 ¹ A.BL 324:1 ² A.BL 350 ²			V.O 1 ¹ V.O 11 ¹ V.G 1 ³ V.BR 1 ³ V.BL 4 ³ V.BL 6 ¹ V.BL 20 ¹ V. BK 19 ¹ V.BK 27 ¹	A.BL 225 ¹			
Mehtinforbindelser					B.Y 28 ¹					
Stilbenforbindelser				D.Y 96 ^{1*}	B.Y 40 ^{1*}					
Phthalocyaninforbindelser	RE.BL 21 ¹ RE.BL 41 ² RE.BL 185 ¹ RE.G 12 ²						RE.BL 41 ²			
Nitro-og nitrosoforbindelser		DS.Y 42 ^{1,2}						S. BK 1 ³ L.S. BK 1 ^{2,3} L.S.BL 20 ²		
Pyridonforbindelser		DS.Y 211 ¹								
Formazanforbindelser	RE.BL 235 ¹									
Triarylmetanforb.									M.BI 1 ¹ M.BI 3 ¹	
Xantinforbindelser			A.R 52 ^{1*}							
Indigoideforbindelser										
Cumarinforbindelser		DS. Y 82 ^{1*}								

1: Ciba Specialty Chemicals A/S, Danmark

2: Clariant A/S, Danmark

3: Dystar A/S, Danmark

Farvestofforkortelser: B. (basic, kationiske), A. (acid, syre), V. (vat, kype),
M. (mordant, chromfarvestoffer).

Farveforkortelser : Y (yellow, gul), O (orange), R (red, rød), G (green, grøn),
Br (brown, brun), Bl (blue, blå), BK (black, sort)

Andre forkortelser: L (leuco) - Betegnelse "leuco" bruges om kypefarvestoffers opløselige form

* : Fluorescerende farvestoffer

Ud over farvestoffer anvendes en lang række af hjælpestoffer, som i princippet vil kunne forefindes i det brugsklare tekstil i større eller mindre mængder. Dog er de fleste kemikalier fra farvningen principielt fjernet i forbindelse med de afsluttende skylleprocesser.

Hjælpestofferne kan omfatte:

- Befugtnings-, egaliserings-, dispergerings- og emulgeringsmidler i form af detergenter af anionisk, kationisk, nonionisk eller amfoter karakter
- Skumdæmningsmidler, f.eks. siliconeolier
- Carriers i forbindelse med visse polyesterfarvninger og triacetatfarvninger, f.eks. o-phenylphenol, biphenyl, methylnaphthalen, butylbenzoat, trichlorbenzen og dichlorbenzen
- Kompleksdannere, f.eks. EDTA og NTA
- Syrer, f.eks. eddikesyre, myresyre, saltsyre og svovlsyre
- Alkali, f.eks. natronlud og soda
- Salte, f.eks. natriumchlorid og natriumsulfat
- Oxidationsmidler, f.eks. hydrogenperoxid og kaliumdichromat (sjældent)
- Reduktionsmidler, f.eks. natriumdithionit og natriumsulfid

Af disse vides især carriers at optræde i de brugsklare tekstiler.

3.1.6 Trykning

Ved trykning placeres farve på afgrænsede områder af et tekstilmateriale, således at dette bibringes et ønsket, farvet mønster. Trykningen udføres enten med farvestoffer eller pigmenter.

Da trykning foretages som et af de sidste trin i fremstillingsforløbet, vil mange af de kemikalier, der anvendes, også forefindes i det færdige tekstil.

Som udgangspunkt vil der efter trykning med farvestoffer gælde samme forhold som for farvning med hensyn til kemikalier i det færdige tekstil.

For pigmenttryk forholder det sig anderledes, idet der anvendes andre typer af kemikalier, og idet der anvendes bindemidler, som binder pigmenterne (og øvrige kemikalier) til tekstilerne.

Ved konventionel trykning, dvs. trykning med farvestoffer, anvendes principielt samme farvestoffer som ved tekstilfarvning. I princippet kan trykpastaer af denne art betragtes som koncentrerede, fortykkede farveflotter. Til opløseliggørelse og/eller fiksering er trykpastaerne er der

yderligere tilsat farvestofspecifikke kemikalier, f.eks. alkali og reduktionsmidlet natriumformaldehydsulfoxylat ($\text{NaHSO}_2 \cdot \text{CH}_2\text{O}$), ved tryk med kypefarvestoffer.

Ved trykning med farvestoffer er det uomgængeligt nødvendigt også at skylle efter med vand for at opnå en tilfredsstillende kvalitet (bl.a. undgå farveafsmitning).

Trykning med pigmenter

For pigmenttryk er det ikke, som ved trykning med farvestoffer, de enkelte pigmentmolekyler, der binder sig til fiberen, men et bindemiddel der omgiver pigmentpartiklerne og fastholder disse til fiberoverfladen ved dannelse af en film.

I dag udgør pigmenttryk 50% af samtlige trykte tekstiler, idet trykmetoden er simpel og billigere sammenlignet med trykmetoder baseret på farvestoffer (Sørensen, 1996 (3)).

Pigmenter opdeles efter, hvorvidt de er uorganiske eller organiske, og den sidste gruppe er langt den største.

Uorganiske pigmenter til tekstiler

Til de uorganiske pigmenter hører bl.a. jernoxid, som gør farven svensk-rød, titandioxid, som gør farven hvid, aluminiumpulver, som giver sølveffekter, og kobber/zinklegeringer, som giver guldeffekt, samt carbon-black, som gør farven sort (Sørensen, 1996 (3)).

Organiske pigmenter til tekstiler

Til den store gruppen af organiske pigmenter hører bl.a. azo-pigmenter (langt den mest udbredte gruppe), naphtholer, perylentetracarboxyl, anthraquinon, dioxazin, quinacridon samt halogenerede kobber-phthalocyanin-forbindelser (Sørensen, 1996 (3)).

Af tabel 3.4 ses en oversigt over repræsentative pigmenter til tekstiler med angivelse af C.I.-navne.

Tabel 3.4

Oversigt over repræsentative pigmenter (C.I.-navne)

Kemisk grundstruktur	C. I.-nr.
Organiske pigmenter	
Azo-forbindelser (arylider, monoazo, diazopyrazoloner)	P.Y 13 ³ P.Y 14 ^{2,3} P.Y 17 ^{2,3} P.Y 74 ¹ P.Y 83 ^{2,3,4} P.Y 155 ³ P.O 34 ^{2,3}
Phthalocyanin-forbindelser	P.G 7 ^{1,2,3} (kobber-komplex) P.BL 15 ^{2,4} (kobber-komplex) P.BL 15:1 ³ (kobber-komplex) P.BL 15:3 ^{2,3} (kobber-komplex)
Isoindolin(on)r (azo methiner, methiner)	P.Y 110 ¹ P.Y 139 ³
Quinacridoner	P.R 122 ³
β-naphtholer	P.O 2 ¹
Naphthol AS (azo)	P.R 112 ¹ P.R 146 ^{1,3} P.R 170 ³ P.R 184 ³ P.R 210 ²
Dioxaziner	P.V 23 ^{1,2,3,4}
Uorganiske pigmenter	
Carbon Black	P.BK 7 ^{1,2,3}
Titandioxid	P.W 6 ³

1: Ciba Specialty Chemicals A/S, Danmark

2: Clariant A/S, Danmark

3: Sun Chemical A/S, Danmark

4: Dystar (Danmark)

Farveforkortelser : Y (yellow, gul), O (orange), R (red, rød), V (violet), G (green, grøn), BL (blue, blå), BK (black, sort)

Hjælpestoffer ved tryk

Som nævnt anvendes ved trykning en lang række hjælpestoffer.

Hjælpestofferne kan bl.a. omfatte:

- Fortykkelsesmidler, f.eks. polysaccharider, alginater eller syntetiske polymerer. Ved emulsionsfortykkelse endvidere mineralsk terpentin.
- Bindemidler, f.eks. derivater af acrylsyre, butadien, vinylchlorid (PVC) og vinylacetat
- Blødgøringsmidler ved pigmenttryk, f.eks. phthalater ved PVC-tryk
- Hydrotrope stoffer, der hæmmer afdampningen af vand, f.eks. urinstof
- Alkali, f.eks. ammoniak, natronlud og natriumcarbonat

- Reduktionsmidler ved kypetryk, f.eks. natriumformaldehydsulfoxylat
- Emulgatorer og antiskummidler
- Detergenter til udvaskning (kun ved tryk med farvestoffer)

3.1.7 Efterbehandling

Ved efterbehandling forstås de behandlinger, som tekstilprodukter underkastes efter farvning/trykning med det formål at gøre dem bedre egnet til efterfølgende brug. Formålet kan både være æstetisk og funktionelt.

Produkter, som gennemgår efterbehandlingsprocesser, hvor der anvendes kemikalier, vil derfor i mange tilfælde indeholde større eller mindre mængder af anvendte efterbehandlingskemikalier.

Der vil nedenstående blive givet en kort omtale af efterbehandlingsprocesser af kemisk karakter, dvs. processer der involverer påførelse af kemikalier, der vedhæftes til fiberoverfladerne eller indgår i kemisk forbindelse med fibrene. For fuldstændighedens skyld skal det bemærkes, at en række efterbehandlingsprocesser er af rent mekanisk/fysisk karakter (f.eks. smergling, svidning), og at disse derfor kun undtagelsesvis vil blive omtalt her.

*Kemiske
efterbehandlinger*

Efterbehandlingsprocesserne kan have vidt forskelligt formål, som imidlertid kan inddeles i en række hovedformål:

Formål med efterbehandlingerne

- **Salgsfremme.** Det er normalt enhver producents ønske at levere de færdige produkter således, at de fremtræder med et acceptabelt, umiddelbart tiltalende udseende. Nogle overvejende mekaniske efterbehandlinger, f.eks. finish-dekatering (gennemblæsning med damp) har primært dette formål. Kemiske behandlinger med lignende sigte har som regel karakter af direkte grebsmodificerende behandlinger, hvor man ved bevidst påførelse af fortrinsvis stivende eller blødgørende midler ønsker at påvirke produkternes greb. Som et eksempel på, hvad der menes med fagudtrykket "greb", kan nævnes, at et blødgjort tekstil, der "føles" blødt ved berøring, siges at have et blødt "greb".
- **Lettelse af vedligeholdelse.** Ved en anden type af efterbehandlinger tilføres tekstilet permanente egenskaber, der letter forbrugerens arbejde med vedligehold af produkterne. Dette gælder således produkter, som i mangel af bedre betegnelse kaldes strygefri, samt antifiltbehandling, der er det vigtigste led i den proces, der gør uld vaskbar.
- **Funktionelle efterbehandlinger.** Endvidere har en række efterbehandlinger til formål at give tekstilerne specifikke, funktionelle egenskaber, som de ikke umiddelbart har, f.eks. regnskyende evne, brandhæmmende egenskaber og modstand mod angreb af møl eller andre relevante skadedyr.

De hyppigst udførte efterbehandlinger udføres for at ændre varenes greb og/eller tendens til krølning. Disse behandlinger vil blive beskrevet ud-

førligt i det efterfølgende. Øvrige efterbehandlinger vil blive omtalt mere kortfattet.

Grebsmodificerende efterbehandlinger

De tekstilkemikalier, som direkte tilsigter grebsændring, er enten stivende midler eller blødgørere.

Stivende appretur

Stivende appreturers (blandingers) formål er at bibringe produkterne større bøjningsstivhed, hvilket antages at give kunderne et indtryk af en større fasthed i produktet.

Stivelse

Stivelse er hovedkomponenten i de "klassiske" appreturer. Forskellige kvaliteter af depolymeriseret stivelse (Britishgummi, dextrin) kan også anvendes. Foruden stivelse kan appreturer indeholde fyldstoffer i form af tungtopløselige salte, kaolin eller talkum, blødgørere i form af olie, voks, paraffin og sulfonerede olier mm.

Blødgørere

Biocider

Hertil kommer hygroskopiske midler som CaCl_2 , MgCl_2 eller glycerin samt midler (biocider) til forebyggelse af mugdannelse og lignende i form af formaldehyd eller pentachlorphenol (forbudt i Danmark (Miljøstyrelsen, 1996-1), men ikke i flere lande i Østen).

Stivelsesappreturer (fagudtryk for stivelsesblandinger) er ikke vaskebestandige og har karakter af "salgsappreturer". De opfylder dog i nogle tilfælde en reel funktion ved at gøre stofferne lettere at håndtere og forarbejde i konfektionsindustrien.

Cellulosederivater

I stedet for stivelse kan anvendes cellulosederivater, bl.a. celluloseethere i form af methyl- eller ethylcellulose eller carboxymethylcellulose (CMC).

Polyvinylforbindelser

En række helsyntetiske produkter kan ligeledes anvendes som stivende appretur. Det gælder således polyvinylforbindelser, såsom polyvinylalkohol, polyvinylacetat og polyvinylchlorid. De har bedre vandbestandighed end stivelsesprodukter, men er ikke egentlig vaskebestandige.

Også polyacrylforbindelser anvendes, bl.a. i form af dispersioner af polyacrylsyreestere og polymethacrylsyreestere. I disse kan indbygges reaktive sidegrupper, og der kan derved opnås udmærket vand- og vaskebestandighed.

Blødgørere

De egentlige blødgøringsmidler inddeles ofte efter deres kemiske karakter i anioniske, kationiske og nonioniske. Hertil kommer blødgørerdispersioner samt siliconer.

Anioniske blødgøringsmidler

De anioniske blødgøringsmidler består af sulfonerede eller sulfaterede olier eller fedtsyrekondensationsprodukter.

Kationiske blødgøringsmidler

Kationiske blødgøringsmidler omfatter mange effektivt virkende produkter. De indeholder alle en langkædet fedtrest, som er gjort "vandopløselig" ved at indgå i en kvaternær ammoniumforbindelser som f.eks. DSDMAC (distearyldimethylammoniumchlorid), DTDMAC (bis(hyde-

ret talg-alkyl)dimethylammoniumchlorid) og DHTDMAC (di(hærdet talg)dimethylammoniumchlorid).

*Nonioniske
blødgøringsmidler*

I lighed med de anioniske og kationiske blødgørere består nonioniske af en langkædet alkylrest med udpræget hydrofob karakter, hvortil der er knyttet en hydrofil gruppe, der imidlertid her er en oftest kort polyglykolether. Der anvendes produkter af typen fedtsyrepolyglykolether, fedtaminpolyglykolether og fedtsyreamidpolyglykolether.

Emulsioner af olie mm.

Emulsioner eller dispersioner af olier, fedt, voks, paraffiner og polyethylen bruges som blødgørere i en række tilfælde, bl.a. som tilsætninger til appreturer. Polyethylen-dispersioner anvendes således meget sammen med antikrølmidler.

Siliconeprodukter

Siliconeprodukter har stor betydning som blødgørende tilsætning. Produkterne består af silicone med forskellige tilkoblede sidegrupper og endegrupper. Eksempler er polymethylsiloxaner, hvor side- og endegrupperne alle er methyl. I andre tilfælde kan være tilkoblet reaktive sidegrupper, som f.eks. epoxygrupper og aminogrunder .

*Blødgøringsmidler af
phthalattypen*

Et særligt tilfælde er belægning af tekstiler med PVC-plast. Regntøj bliver belagt med PVC-plast, og der anvendes bl.a. blødgøringsmidler af phthalattypen til blødgøring af PVC.

Krølægthedsforbedring

“Strygefri” produkter har den egenskab, at de krøller, folder mm., som dannes under vask, retter sig ud under tørring i en sådan grad, at stryging eller presning i mange tilfælde kan undværes.

Antikrølmidler

Produkter af almindeligt brugte syntetiske fibre har strygefri egenskaber uden anden behandling end termofiksering. Andre fibertyper, især bomuld og andre cellulosefibre, skal behandles med antikrølmidler for at opnå lignende egenskaber, men opnår dog aldrig helt samme niveau som 100% syntetfiberprodukter.

N-methylolforbindelser

I en årrække var antikrølbehandlinger af cellulosestetkiler domineret af en bestemt type af forbindelser. Det drejer sig om urinstofformaldehyd og melaminformaldehyd, der desuden anvendes ved produktion af termohærdede plastmaterialer. Stofferne er kendetegnet ved at indeholde N-methylolforbindelser.

Forbindelserne danner tværbindinger med cellulosemolekylernes hydroxylgrupper. Disse tværbindinger virker forstivende på strukturen og nedsætter mulighederne for indbyrdes forskydning af cellulosekædemolekylerne, hvorved opnås forbedret krølægthed.

Af andre eksempler på anvendte N-methylolforbindelser end ovenstående kan nævnes dimethylolurinstof (DMU), dimethylolethylenurinstof (DMEU), 4,5-dihydroxyethylenurinstof, dimethylolpropylenurinstof (DMPU) og dimethyloldihydroxyethylenurinstof (DMDHEU) samt carbamater som dimethylolcarbamater og dimethylolethylcarbamater. Endvidere forekommer også midler af triazon-typen (dimethylolethyltriazon) samt methylolacrylamid.

<i>Katalysatorer</i>	<p>Ved krølægtbehandlings gennemførelse anvendes forskellige katalysatorer.</p> <p>Eksempler er:</p> <ul style="list-style-type: none"> • frie syrer (glykolsyre, mælkesyre og vinsyre) • ammoniumsalte (chlorid, sulfat, mono- og diperoxidfosfat) • salte af organiske baser (alkanolaminhydrochlorider) • metalsalte (magnesiumchlorid, zinkchlorid, zinknitrat, zinkflourbora, aluminiumchlorhydrat) <p>Som hjælpestoffer anvendes blødgøringsmidler, først og fremmest polyethylen-dispersjoner samt filmdannende hjælpestoffer især acrylater. Siliconelastomer kan i visse tilfælde anvendes til mindre forbedringer af krølægtheden.</p>
<i>Fri formaldehyd</i>	<p>Alle N-methylolforbindelser er kendetegnet ved, at der indgår reageret (bundet) formaldehyd. Teoretisk indeholder det behandlede tekstil ikke formaldehyd i fri form. I praksis optræder der imidlertid et indhold af formaldehyd, som dels kan stamme fra fri formaldehyd i det anvendte handelsprodukt, dels fra tværbindinger, som ikke eller kun ufuldstændigt har reageret med fibermolekylerne, og derfor ved fraspaltning kan frigive formaldehyd. Denne utilsigtede frigivelse af formaldehyd kan både forekomme under efterbehandlingsprocesserne og lagring samt under brug og vedligeholdelse af de behandlede tekstiler.</p>
<i>Funktionelle efterbehandlinger</i>	<p>I det følgende beskrives en række af de mere specielle, men dog ikke ualmindelige, funktionelle efterbehandlinger:</p> <p>Antifiltbehandling af uld</p> <p>Ved kemisk at modificere overfladen af uldfibre kan produkter af uld gøres vaskbare. I en årrække har antifiltbehandlinger været domineret af to-trinsprocesser, hvor en chlorering med sur hypochlorit efterfulgtes af en polymerbehandling. Polymerbehandlingen bevirker, at antifilteffekten bliver vaskebestandig. Polyamider og polyacrylater anvendes. Ved den hidtil mest anvendte metode (Chlor-Heroseff) anvendes polymerer af typen polyamid-epichlorhydrin.</p>
<i>Polymerbehandlinger</i>	<p>Vandskyende imprægnering</p> <p>Siliconer, eller mere kemisk korrekt polysiloxaner, udgør den mest brugte gruppe af vandskyende imprægneringer (Sørensen, 1996 (4)). På syntetiske fibre er såvel rense- som vaskebestandighed god. På cellulosefibre er rensebestandigheden god, men vaskebestandigheden af "ren" siliconeimprægnering beskedent. Derfor benyttes siliconer oftest i kombination med cellulose tværbindingmidler (se under krølægthedsforbedring).</p>
<i>Polysiloxaner</i>	<p>Voks og paraffinemulsioner er også meget anvendt. Ofte indeholder produkterne også aluminiumsalte til forbedring af bindingen til fibre. Imprægneringerne er dog ikke vaske- og rensebestandige.</p>
<i>Voks og paraffin</i>	

<i>Aluminiums- og zirkoniumsalte</i>	<p>Anvendelse af zirkoniumsalte i stedet for aluminiumsalte medfører så kraftig binding af midlerne til fiberoverfladerne, at imprægneringen får en vis bestandighed over for finvask.</p> <p>Af andre midler kan nævnes: polyvinylacetat (PVA), polyvinylchlorid (PVC) og alkylpyridiniumforbindelser.</p>
<i>Fluorcarboner</i>	<p>Olieskyende imprægnering</p> <p>Til olieskyende imprægnering anvendes hovedsageligt fluorcarboner. I praksis arbejdes ofte med kombinerede imprægneringer, der foruden fluorproduktet indeholder celluloseværbindere.</p> <p>Smudsafvisende behandling</p> <p>Smudsafvisende midler anvendes for at nedsætte tilsmudsning af tekstiler, som normalt ikke vaskes, især møbelstoffer og gulvtæpper. Behandlingen udføres dog også på visse andre boligtekstiler, som f.eks. duge. Fluorcarbonpolymerisater er de mest brugte midler ligeledes også med tilsætning af celluloseværbindere.</p> <p>Imprægnering mod brand</p> <p>Til imprægnering mod brand anvendes et væld af forskellige midler. Afhængig af typen tilsættes midlerne i mængder op til 20% af tekstilvægten.</p> <p>Til beklædning og til de udvalgte typer af boligtekstiler er det dog ikke særligt udbredt at anvende brandimprægnering. Til beklædning begrænser anvendelsen sig til særligt arbejdstøj. Endvidere er der bl.a. i England krav til brandimprægnering af børnetøj (men ikke i Danmark). Brandimprægnering anvendes endvidere til sengelinned til specielle institutioner (f.eks. fængsler og afdelinger for psykisk syge).</p>
<i>Imprægnering af børnetøj og sengelinned</i>	
<i>Permanente brandhæmmere</i>	<p>I givet fald anvendes til ovenstående produkter permanente imprægneringer.</p> <p>Til bomuld findes to typer af permanente imprægneringer: pyrovatex og proban.</p>
<i>Pyrovatex</i>	<p>Pyrovatex er en N-methylolforbindelse af fosfonocarbonsyreamid. Ifølge Naturvårdsverket (1992) er det forbindelsen N-methyloldimethylfosfoniumchlorid. Som hos andre metylolforbindelser sker en afgivelse af formaldehyd, som kan begrænses ved eftervask, og i øvrigt vil aftage for hver gang varen vaskes.</p>
<i>Proban</i>	<p>Ved den patenterede "Proban"-proces anvendes et reaktionsprodukt af urinstof og THPC (tetra-hydroxy-fosfonium-chlorid).</p>
<i>Uld og silke</i>	<p>Uld og natursilke er fra naturens side vanskeligt antændelig, og der anvendes derfor normalt ikke brandimprægnering af disse fiberrtyper.</p>
<i>Kemofibre</i>	<p>Inden for kemofibre er udviklingen gået mere i retning af, at brandmodstandsdygtigheden søges øget ved at tilsætte additiver under fiberfremstillingen. Polyesterfiberen med handelsnavnet Trevira CS fra Hoechst er det bedst kendte eksempel på en særlig modstandsdygtig ke-</p>

mofiber. Oplysninger om, hvorledes den særlige modstandsdygtighed er opnået, er ikke tilgængelig.

Antimikrobiel behandling

Behovet for beskytte tekstiler mod angreb af mikroorganismer er størst for naturfibre. Til antimikrobiel behandling kan anvendes mange forskellige stoffer. Følgende typer er rapporteret anvendt (Kemikalieinspektionen, 1997):

- organiske og uorganiske kobber-, tin- og zinkforbindelser
- kviksølvforbindelser
- pentachlorphenol
- andre phenolderivater (chlorphenol og trichlorphenol)
- diverse pyretriner og pyretroider
- naphthalen

3.1.8 Konfektionering

Ved konfektioneringen foretages opskæringen og syningen til færdige tekstiler. Endvidere kan mekaniske processer, som f.eks. presning og glatning, forekomme. Der anvendes normalt ikke kemikalier ved konfektionering.

3.1.9 Konservering i forbindelse med transport og lagring

I forbindelse med lagring og transport af færdigtekstiler af naturfibre forekommer, især for importerede tekstiler fra fjerne og varme lande, brug af forskellige antimikrobielle kemikalier og insekticider. Mange forskellige kemikalier kan tænkes anvendt. Et repræsentativt udsnit er de forbindelser, der er omtalt under antimikrobiel efterbehandling.

3.2 Kemikalier i færdige tekstiler

Af tabel 3.4 ses en overordnet oversigt, over de typer af kemikalier, det er sandsynligt at finde i brugsklare tekstiler med angivelse af mængder, hvor det er muligt. Tabellen er inddelt efter produktionsfaser.

Hvis ikke andet er anført, gælder de angivne mængder for gruppen af kemikalier og ikke for de nævnte eksempler på konkrete kemikalier/stoffer.

Det skal understreges, at de i tabel 3.4 nævnte eksempler på kemikalier inden for de enkelte grupper netop kun er eksempler for grupperne. En detaljeret liste med teoretisk mulige kemikalier i brugsklart tekstil findes i bilag 2 (tabel B2.1).

Endvidere gøres opmærksom på, at kemikalier, som kun i sjældne tilfælde og ved egentlig fejlproduktion vil kunne forefindes i tekstilerne, ikke er angivet i tabel 3.4.

I afsnit 3.1.1. er til eksempel nævnt, at der kan forefindes rester af pesticider og konserveringsmidler i bomuldsfibre. Ved en efterfølgende korrekt vådbehandling vil disse givetvis blive udvasket, inden tekstilet når forbrugeren. Der er derfor ikke angivet pesticider og konserveringsmidler for fiberfremstillingen i tabel 3.4. At pentachlorphenol er angivet som eksempel for konserveringsmidler i tabel 3.4 skyldes, at der også anvendes konserveringsmidler ved transport af færdige tekstiler af naturfibre fra eller gennem varme og fugtige lande (f.eks. i Fjernøsten).

Tabel 3.4

Oversigt over kemikalier i tekstiler med angivelse af mængder.

Produktionsfase/proces	Kemikalier i brugsklare tekstiler		
	Gruppe/funktion	Kemikalie-eksempel (er)	Vurderet mængde i brugsklart tekstil (i ppm af totalvægt)
Strikning	Nåleolier	Mineralolier	Undtagelsesvist 10.000 ²
Forbehandling/blegning	Optisk blegemiddel ved fuldblegning	Stilbenderivater	0-100.000 ²
Farvning	Farvestof	C.I. Acid red 57	500-30.000 ¹
Farvning	Farvestof, urenheder	Arylaminer	0-100, undtagelsesvist >100 ³
Farvning	Carriers, ved farvning af især polyester men også acetatfibre	Chlor-benzener og toluener etc.	1.000-10.000 ¹
Farvning	Tilsigtet tungmetal i farvestoffer baseret på tungmetaller	Chrom, kobber, nikkel og cobalt	100-500 ³
Trykning	Pigment/farvestof	C.I Pigment Violet 23	500-30.000 ¹
Trykning	Tilsigtet tungmetal i pigmenter baseret på tungmetaller	Chrom, kobber, nikkel og cobalt	100-500 ³
Trykning	Hjælpestoffer ved trykning med pigmenter	Nonylphenoethoxylater	Ukendt
Trykning	Blødgørere i PVC-tryk	Phthalater	Ukendt
Efterbehandling	Kemikalier til krølægthedsforbedring	Ureaformaldehyd	Fri formaldehyd : Undtagelsesvist over 100 ³ Normalt <30-100 ¹
Efterbehandling	Blødgøringskemikalier	Kvaternære ammoniumforbindelser	0-100.000 ²
Efterbehandling	Kemikalier til brandimprægnering	Chlorerede paraffiner	10.000-100.000 ¹
Efterbehandling	Kemikalier til smudsimprægnering	Flourcarboner	3.000-80.000 ¹
Efterbehandling	Kemikalier til imprægnering mod vand	Polyvinylchlorid	10.000-100.000 ²
Efterbehandling	Kemikalier til imprægnering mod mikroorganismer og/eller konservering	Pentachlorphenol	Undtagelsesvist over 100, normalt 0-5 ¹ Öko-tex-krav: <0,05

1: (Kemikalieinspektionen, 1997) 2: (Linde, 1989) 3: (DTI-analyser, 1990-99)

4 Miljø- og sundhedsscreening af tekstilkemikalier

Med henblik på at kunne udvælge (prioritere) de mest miljø- og/eller sundhedsfarlige kemikalier, der forventes at kunne forekomme i det brugsklare tekstil, har vi udført en farlighedsvurdering. De kemikalier, der har været omfattet af screeningen, og resultatet heraf er beskrevet i afsnit 4.2 og 4.3, men først er kriterierne for den udførte farlighedsvurdering beskrevet.

4.1 Farlighedsvurderingsstrategi

Farlighedsvurderingen er delt op i to screeninger: Én for vandmiljøfarlighed (ABC) og én for sundhedsfarlighed (UPH). De to screeningsmetoder er beskrevet nedenfor.

4.1.1 Screening for miljøfarlighed

Kemikalier i brugsklare tekstiler vil først og fremmest kunne frigøres under husholdningsvask samt i et vist omfang ved bortskaffelse, som er kort behandlet i kapitel 8.

Spildevand

I Danmark føres langt hovedparten af spildevand fra husholdningsvask til renseanlæg med biologisk behandling. Det må derfor forventes, at stort set alle de stoffer, der muligvis vil kunne ende i vandmiljøet (eller i jord via udbringning af slam), først skal igennem et kommunalt renseanlæg.

ABC-systemet

Vi har derfor valgt at screene for miljøfare ved hjælp af ABC-systemet, som er beskrevet i Miljøstyrelsens Spildevandsvejledning (Miljøstyrelsen, 1994) og revideret i udkastet til den nye spildevandsvejledning "Tilslutning af industrispildevand til offentlige renseanlæg, Oplæg til vejledning" (VKI, 1997). Systemet inddeler stoffer i 3 farlighedskategorier (A, B og C) på grundlag af deres iboende egenskaber vedrørende uhelbredelige skadevirkninger på mennesker, bionedbrydelighed samt kroniske og akutte effekter i vandmiljøet:

- A: Stoffer der er uønskede i kloaksystemet (ikke let nedbrydelige stoffer der samtidig er meget giftige og/eller bioakkumulerbare, samt stoffer der kan medføre uhelbredelige skadevirkninger på mennesker).
- B: Stoffer for hvilke det anbefales, at der opstilles udlederkravværdier - dvs. udledning begrænses (ikke let nedbrydelige stoffer der er giftige eller skadelige for vandmiljøet).
- C: Stoffer for hvilke der normalt ikke opstilles udlederkravværdier (let nedbrydelige stoffer, samt stoffer der ikke er let nedbrydelige men samtidig "ugiftige" ($EC_{50} > 100$ mg/l) og ikke bioakkumulerbare).

ABC-systemet er detaljeret beskrevet i bilag 2.

4.1.2 Screening for sundhedsfarlighed

Som screeningsmetode for sundhedsfarlighed har vi benyttet UPH metoden (se bilag 2 for nærmere kriterier).

UPH-metoden

UPH-metoden er et screeningsværktøj, som groft inddeler kemiske stoffer i 3 grupper: Uacceptable, Problematisk og Håndterbare. Stoffer, der pga. datamangel ikke kan placeres i én af de tre grupper, placeres i gruppe 0 (dvs. tildeles scoren 0). Metoden er primært tænkt som et værktøj til vurdering af arbejdsmiljø/sundhed i forbindelse med industriel anvendelse af kemikalier. Metoden bygger på EU's regler for klassificering af kemiske stoffer og produkter.

Det er vigtigt at understrege, at UPH-metoden er udviklet til screening af kemikalier, der anvendes i industrielle processer for evne til at påvirke sundhed (arbejdsmiljø). Det betyder, at der er lagt vægt på de eksponeringsforhold, som forekommer i industrien.

I flere projekter har UPH-metoden været anvendt eller overvejet anvendt til screening af indholdsstofferne i produkter og materialer. I nærværende projekt er mange forskellige typer kemikalier repræsenteret. En del stoffer kendes kun med generiske navne. Som det vil fremgå, kan hovedparten kategoriseres som håndterbare. Ud fra vores egen viden om de pågældende stoffer burde en del af disse stoffer i nærværende sammenhæng være kategoriseret som problematiske, bl.a. fordi deres anvendelse i tekstiler medfører længerevarende og gentagen hudkontakt og dermed mulighed for hudgener i form af irriterende eksem og allergi. Mange af de H-kategoriserede kemikalier er vurderet af arbejdsmiljømyndigheder/-institutioner og har fået tilknyttet en grænseværdi på grund af fare ved indånding. Nogle er endvidere anført som stoffer, der vil kunne optages gennem huden i farlige mængder eller kunne påvirke huden. Da UPH-metoden bygger på EU's klassificeringsregler, er kriterierne og de allerede fastsatte klassificeringer i listen over farlige stoffer fulgt nøje. Men for nogle stoffer, især visse organiske opløsningsmidler, kan der være en uoverensstemmelse mellem klassificering på listen over farlige stoffer og Arbejdstilsynets vurdering af stofferne.

Subjektivt bedømt ser det ud som om, at UPH-metoden grupperer U-stofferne "korrekt". I de fleste tilfælde grupperes P-stofferne også "korrekt". Men i nærværende projekt ser det ud til, at for mange kemiske stoffer bliver grupperet som håndterbare, når man tager eksponeringen i betragtning.

UPLH - den modificerede UPH-metode

Det er derfor vores vurdering, at der er brug for en mere "finmasket sigte" til at gruppere H-stoffer. Eller med andre ord, når kemikalierne er grupperet som U, P og H, skal der anvendes et ekstra sæt kriterier til at finsortere H-stofferne. Vi har valgt at modificere UPH-metoden ved at opdele gruppen "håndterbare" i to undergrupper. Den ene gruppe består af de stoffer, der ikke skal klassificeres iht. klassificeringsbekendtgørelsen. Denne gruppe kaldes håndterbar (H) stadigvæk. Den anden gruppe består af akut toksiske, ætsende/irriterende, sensibiliserende og organtoksiske stoffer i kategori 3. Denne type stoffer er nok ikke helt uproblematisk.

Gruppen kan derfor kaldes ”let problematiske” (L). Denne modificerede metode kan så forkortes til UPLH-metoden. Det er valgt her at angive ”let problematiske” stoffer med scoren H(L) for at markere, at disse håndterbare stoffer i nærværende sammenhæng udskiller sig som ”let problematiske”.

4.2 Udvalgelse af kemikalier

De kemikalier, der er udvalgt til miljø- og sundhedsscreeningen, er på funktionsgruppeniveau beskrevet i kapitel 3. Det drejer sig om blødgørelse, biocider, imprægneringsmidler, permanente brandhæmmere, dispergeringsmidler, carriers, metaller, fikseringsmidler, overfladeforbedende midler, antitrølmidler, optisk hvidt, opløsningsmidler, farvestoffer og pigmenter mm. De konkrete enkeltstoffer/stofgrupper fremgår af bilag 2 (tabel B2.1) og er primært udvalgt på baggrund af en nyere, større svensk kortlægningsundersøgelse (Kemikalieinspektionen, 1997) samt et ældre dansk projekt (Linde, 1988). Begge undersøgelser omhandler kemikalier i brugsklare tekstiler.

4.3 Resultat af farlighedsscreeningen

Resultatet af farlighedsscreeningerne fremgår af bilag 2 for alle de vurderede stoffer/stofgrupper, herefter blot kaldet stoffer. I alt 190 stoffer, der anvendes som tekstilhjælpemidler eller indgår heri, er screenet. Hertil kommer farvestoffer og pigmenter, som kun er behandlet på gruppeniveau. I de to næste afsnit er hovedresultaterne for henholdsvis miljø- og sundhedsscreeningen beskrevet.

4.3.1 Resultat af miljøscreeningen

Af de i alt 190 stoffer, der er vurderet, er 55 (29%) tildelt scoren A, og må derfor betegnes som uønskede i kloaksystemet. 15 stoffer (8%) er tildelt scoren B, 52 stoffer (27%) er tildelt C, og resten svarende til 68 stoffer (36%) har ikke kunnet vurderes på grund af manglende miljødata.

Carriers

Carriers er den funktionsgruppe, som er mest domineret af stoffer, der er uønskede i kloaksystemet, i det hele 22 stoffer ud af 43 vurderede er tildelt scoren A. Det drejer sig især om chlorerede benzener, toluener og biphenyler samt naphthalener med og uden chlorering. Kun tre carriers er tildelt scoren B (hydroxybiphenyl, propylbenzen og chlorbenzen) og syv er tildelt scoren C. Sidstnævnte omfatter én benzoesyreester, phenylphenol, biphenyl, butylbenzoat og phthalater, der alle vurderes til at være let nedbrydelige. Phenylphenol og biphenyl er dog begge stoffer, der er meget giftige og potentielt bioakkumulerbare, og biphenyl er derfor miljøfareklassificeret med R50/53 (Miljø- og Energiministeriet, 1997). Phenylphenol vil givetvis blive tildelt samme klassificering. Det skal endvidere bemærkes, at visse phthalater er mistænkt for at udvise østrogenlignende effekter, bl.a. diethylphthalat (svage effekter) (Petersen & Pedersen, 1998).

Antitrølmidler

Af de i alt 33 stoffer, der anvendes ved krølfri behandling, er de 8 tildelt scoren A. Det drejer sig om forskellige methylol-urea-forbindelser samt

et par zinksalte. Polysiloxan-emulsion og dimethylo-dihydroxy-ethylen-urea er scoret B og magnesiumchlorid, di(hydroxyethyl)amin, glyoxal, urea samt melamin er tildelt scoren C.

Imprægneringsmidler

I alt 31 stoffer til imprægnering er vurderet. Af disse er 4 tildelt scoren A, dvs. chrom-fedtsyrekompleks, proteinkompleks-dichromater, formaldehyd og melaminformaldehyd. To stoffer (zirkoniumsalt og proteinkompleks-tin) er scoret B og otte tildelt C. Sidstnævnte omfatter methylolstearamid, lineære polydimethylsiloxaner, polyacrylat, acrylsyre, ethylacrylat, fedtsyresalte, paraffin og voks.

Overflademodificerende midler

Af de i alt 23 overflademodificerende stoffer, som er vurderet, er kun ét scoret A, nemlig zinkchlorid. Kun bariumsulfat er tildelt B, mens calciumcarbonat, kartoffelstivelse, kaolin, casein, talkum, acrylpolymerer, glycerin, calciumchlorid, dextrin, carboxymethylcellulose, methylcellulose, styrenpolymer, vandglas, polyethylen, sukker, paraffin og voks alle er tildelt scoren C.

Blødgørere

Af blødgørere er der i alt vurderet 22 stoffer. Af disse er 4 scoret A. Det drejer sig om diethylhexylphthalat (DEHP), pentachlorbiphenyl, kvaternære ammoniumsalte og polychlorerede biphenyler. Kun alkylamidoethoxylater er scoret B. Ti stoffer er scoret C, dvs. oliesyre, oleater, stearater, polyacrylsyresalte, palmitater, fedtalkoholsulfater, dibutylphthalat, stearinsyre, methyl-stearamid og lineære polydimethylsiloxaner.

Biocider

I alt 11 biocider er vurderet. Heraf er 8 tildelt A, nemlig trichlorphenol, chlorphenol, kvaternære ammoniumsalte, pentachlorphenol, naphthalen, kobber, zink og kviksølv. Kun et biocid (tin) er tildelt B, og ingen er scoret C. Det skal bemærkes, at tin er tildelt B (egentlig b) som metalsalt (tindichlorid) og på et spinkelt datagrundlag. Eventuelt forekommende organotinforbindelser scores A. Organotinforbindelser bruges sandsynligvis kun til konservering af udendørstekstiler (f.eks. telte), som jo ikke er omfattet af projektet.

Optisk hvidt

Der er i alt vurderet 9 stoffer, som anvendes som optisk hvidt. Af disse er to (cumariner og naphthalinimider) scoret A. Stilbenderivater er tildelt scoren B og ingen er scoret C.

Fikseringsmidler

Ni fikseringsmidler er vurderet. Tre (chrom, dimethylformamid og zink) er scoret A, én (diethylhexylphthalat) er scoret B og tre (butylbenzylphthalat, N-vinylpyrrolidon og diethylenglycol) er tildelt scoren C.

Permanente brandhæmmere

Af stoffer, der indgår i permanente brandhæmmere, er syv vurderet. Kun ét stof (triethanolamin) er scoret og tildelt C. Resten har på grund af datamangel ikke kunne vurderes.

Diverse funktionsgrupper

Udover de ovennævnte funktionsgrupper er et mindre antal stoffer inden for hver af følgende grupper vurderet: Emulgatorer/detergenter/dispergeringsmidler, antistatiske midler, spinde-/spoleolie, katalysatorer, forblegningsmidler, opløsningsmidler og metaller brugt f.eks. i forbindelse med farvning (eller som forurening fra fiberproduktion). Af stoffer tilhørende én eller flere af disse grupper, og som ikke tidligere er omtalt, er der i alt vurderet 21. Heraf er følgende ti tildelt scoren A: nonylphenol-

ethoxylater, cobalt, nikkel, kobbernitrater, kobberacetat, tintetrachlorid, cadmium, bly, kaliumdichromat, p-chloro-m-cresol og hexachlorbutadien. Følgende fire stoffer er tildelt scoren B: alkylsulfonater, alkylarylsulfonater, tindichlorid og nitrophenol. Endelig er fem stoffer scoret C, dvs. polyethoxylater, phenol, xylen, toluen og 2,4-dimethylphenol.

Farvestoffer og pigmenter

Farvestoffer (egentlig opløselige farvestoffer) og pigmenter er generelt ikke biologisk let nedbrydelige under aerobe forhold. Giftigheden af farvestofferne varierer med LC/EC₅₀-værdier fra få milligram pr. liter (enkelte under 1 mg/l) til over 100 mg/l, og især de basiske farvestoffer anses for at være giftige i vandmiljøet. Langt hovedparten af pigmenterne er ikke biotilgængelige (store molekyler der er uopløselige i vand) og dermed umiddelbart at betragte som "ugiftige". Det er påvist (Brown & Laboureur, 1983), at ihvertfald azo-farvestofferne omdannes under anaerobe forhold til metabolitter (arylaminer). Disse arylaminer kan være væsentligt mere giftige end udgangsstofferne. F.eks. kan farvestoffer baseret på N,N-dimethyl-4-aminoazobenzen og beta-naphthylere være skadelige i miljøet. Ved en konservativ vurdering - baseret på især mulige metabolitter - vil en stor del af farvestofferne og pigmenterne derfor givetvis blive scoret A eller B. Pigmenter og farvestoffer er yderligere behandlet i kapitel 7.

4.3.2 Resultat af sundhedsscreeningen

Af de 190 stoffer er 8 tildelt scoren U (4%), 44 tildelt scoren P (23%), 43 tildelt scoren H(L) (23%), 77 er tildelt scoren H (41%), og 18 er tildelt scoren 0 (9%). Der er altså 9% af de stoffer, der bruges, som der ikke er umiddelbart tilgængelige data på. Der er meget få af stofferne, der har umiddelbart tilgængelige data inden for alle de kategorier af effekter, der indgår i scoringsprocessen.

Carriers

Blandt carriers brugt i efterbehandling er to scoret 0 (N-alkylphthalimider og dimethylnaphthalener), to scoret U (chlorerede ethylenere og pentachlorphenol), 10 scoret P (bl.a. 1,2,4- og 1,2,3-trichlorbenzen, biphenyl, 2-chlorphenoxyethanol, dichlormethylbenzen, 2,2,4,4-tetrachlorbiphenyl, eddikesyre-dichlorophenoxy-ethylester og naphthalen), 16 scoret H(L) (bl.a. 2-methylnaphthalen, dichlortoluener, diphenyloxid, butylbenzoat og dichlorbenzener) og 13 scoret H (bl.a. butyl- og metylester af 2-hydroxy-3-methylbenzoesyre, dimethylterephthalat, propylbenzen og chlorbenzen).

Antikrølmidler

Blandt stoffer brugt til rynkefri efterbehandling er ét scoret 0 (dimethylol-5-oxa-1,3-piperazin-2-on), to scoret P (methylol-acrylamid og aminhydrochlorider), 15 scoret H(L) (alkanolaminhydrochlorider, melamin, tris-methylol-2-carbamoyl ethylamin, dimethylol-propylen-urea, dimethylol-urea, methoxydimethylol-urea, dihydroxyethylen-urea, dimethylol-4-metoxy-5,5-dimethylpropyl-urea, dimethylol-ethylen-urea, tetramethylol-acetylen-diurea, propylen-urea, dimethylol-ethylcarbammat, dimethylol-carbammat og dimethylol-dihydroxy-ethylen-urea) og 9 scoret H (melaminformaldehyd, polysiloxan-emulsion, dimethylol-methylcarbammat, ureaformaldehyd, polymetoxymethylol-melamin, polymethylol-melamin, dimethylol-ethyltriazon, glyoxal og zinkfluoroborat).

<i>Imprægneringsmidler</i>	Blandt stoffer brugt til imprægnering er fem scoret 0 (proteinkompleks-tin, proteinkompleks-dichromater, 1-(oktacykloxyethyl)pyridinchlorid, oktadekyl-ethylen-urea og chrom-fedtsyrekompleks), ét scoret U (ethyl-acrylat), 3 scoret P (formaldehyd, aluminiumtriacetat og aluminiumtri-formiat), ét scoret H(L) (acrylsyre) og 21 scoret H (bl.a. polyester, poly-acryl, fluorcarbonpolymerer, zirkoniumsalt, stearamidomethylpyridin-chlorid, polyurethan, vokszirkonium- og aluminiumsalte og fluorenerede silikonepolymerer).
<i>Overflademodificerende midler</i>	Blandt stoffer brugt til overflademodificering er to scoret P (bl.a. vand-glas) og 21 scoret H (bl.a. bariumsulfat, kartoffelstivelse, calciumchlorid, kaolin, talkum, acrylpolymer, glycerin, calciumcarbonat, dextrin, casein, carboxymethyl-, ethyl- og methylcellulose, polystyren, sukker, paraffin, polyvinylacetat og voks).
<i>Blødgørere</i>	Blandt blødgørere brugt i efterbehandling er tre scoret nul (0), 4 scoret P (DEHP, kvaternære ammoniumsalte, pentachlorbiphenyl og polychlore-rede biphenyler) og 15 scoret H (bl.a. fosfater, poly(oxyethylen-oxypropylen)glycoether, palmitater, oliesyre, stearater, alkylamid-ethoxylater, fedtalkoholethoxylater, polyacrylamider og polyacrylsyre-salte).
<i>Biocider</i>	Blandt biocider er to scoret U (pentachlorphenol og tin), fem scoret P (naphthalen, kviksølv, pyretroider, trichlorphenol og kvaternære ammo-niumsalte), to scoret H(L) (pyretriner (pyrethrin II) og chlorphenol), og to scoret H (zink og kobber).
<i>Optisk hvidt</i>	Af optisk hvidt brugt i forbehandling er to scoret 0 (naphthalinimider og pyrazolinderivater), to scoret U (benzimidazol-derivat og styryl-derivat), tre scoret P (cumariner, pyrazolin-derivater og benzoxazol-derivat), ét scoret H(L) (distyrylobiphenyl-derivat) og ét scoret H (stilbenderivater). Stilbenderivaterne bør gøres til genstand for nøjere undersøgelse, før de kan betragtes som endeligt håndterbare i tekstiler. Scoringsværdien H må betragtes som usikker, fordi der er tale om en stor gruppe af stoffer.
<i>Fikseringsmidler</i>	Blandt fikseringsmidler er ét scoret 0 (zinksulfoxylatformaldehyd), ét scoret U (dimethylformamid), fire scoret P (N-vinylpyrrolidion, diethyl-hexylphthalat (DEHP)), butylbenzylphthalat og chrom), ét scoret H(L) (diethylenglycol) og to scoret H (zink og 1,2,4-butantriol).
<i>Permanente brandhæmmere</i>	Blandt brandhæmmere er fire scoret 0 (tetrakis(hydroxymethyl)fos-foniumacetat, tetrakis(hydroxymethyl)fosfoniumfosfat, N-methylol-dimethylfosfonopropionamid og trimethylolmelamin), to scoret P (tetra-kis(hydroxymethyl)fosfoniumsulfat (THPS) og tetrakis(hy-droxymethyl)fosfoniumchlorid) og én scoret H(L) (triethanolamin).
<i>Diverse funktionsgrupper</i>	Blandt detergenter, emulgatorer og dispergeringsmidler er én scoret P (nonylphenolethoxylater), to scoret H(L) (alkylsulfonater (SAS) og al-kylylsulfonater (LAS), og én scoret H (polyoxyethylater (EO-poly-merer))). Blandt metaller brugt ved farvning i efterbehandling er to scoret P (nikkel og cobalt), og ét scoret H (kobber). Blandt oxidations- og reduktionsmidler brugt i efterbehandlingen er to scoret P (kobbernitrat og tintetrachlorid) og to scoret H(L) (kobberacetat og tindichlorid). Metal-

forurening med kviksølv, tin, bly eller cadmium, opstået ved fiberproduktion er scoret U eller P. Blandt opløsningsmidler er fem scoret P (phenol, p-chloro-m-cresol, hexachlorbutadien, 2,4-dimethylphenol og nitrophenol) og to H(L) (xylen og toluen)

Farvestoffer og pigmenter

Alle farvestoffer og pigmenter er screenet for kræftisiko, og resultatet er, at der ikke umiddelbart kan findes data, der påviser kræftfremkaldende effekt for nogle af disse.

4.4 Opsummering

I alt 190 stoffer/stofgrupper (eksklusiv farvestoffer og pigmenter), der vurderes at kunne forekomme i det brugsklare tekstil, er screenet for miljø- og sundhedsfarlighed ved hjælp af henholdsvis ABC-systemet og UP(L)H-systemet. En samlet opgørelse af resultatet, opdelt i de væsentligste funktionsgrupper, fremgår af tabel 4.1.

Tabel 4.1

Resultat af miljø- og sundhedsscreeningen. De angivne tal viser antal stoffer/stofgrupper.

Emne	I alt	A	U	B	P	C	H	H(L)	ABC ? #	UPH ? #
Total *	190	55	8	15	44	52	77	43	68	18
Carriers	43	22	2	3	10	7	13	16	11	2
Antikrølmidler	33	8	0	2	2	5	9	15	18	1
Imprægnering	31	4	1	2	3	8	21	1	17	5
Overflademodif. midl.	23	1	0	1	2	17	21	0	4	0
Blødgørere	22	4	0	1	4	10	15	0	7	3
Biocider	11	8	2	1	5	0	2	2	2	0
Optisk hvidt	9	2	2	1	3	0	1	1	6	2
Fikseringsmidler	9	3	1	1	4	3	2	1	2	1
Brandhæmmere	7	0	0	0	2	1	0	1	6	4
Øvrige	21	10	1	4	12	5	2	6	2	0

* Det totale antal er mindre end summen af de enkelte funktionsgrupper, fordi der er overlap mellem funktionsgrupper (f.eks. kan en carrier også være et biocid)

Disse to kolonner angiver antallet af stoffer, der på grund af datamangel ikke har kunnet scores (dvs. er tildelt scoren 0).

Kun fire stoffer er tildelt både A og U:

- dimethylformamid
- chlorerede ethylenere
- kaliumdichromat
- pentachlorphenol

Betydeligt flere stoffer er tildelt både A og P:

- 2,2,4,4-tetrachlorbiphenyl
- naphthalen

- pentachlorbiphenyl
- 1,2,4-trichlorbenzen
- kvaternære ammoniumsalte
- polychlorerede biphenyler
- zinkchlorid
- formaldehyd
- nikkel
- bly
- cobalt
- dichlormethylbenzen
- zinknitrat
- tintetrachlorid
- kobbernitrater
- 1,2,3-trichlorbenzen
- chrom
- trichlorphenol
- nonylphenoethoxylater
- hexachlorbutadien
- cumariner
- p-chloro-m-cresol
- kviksølv
- DEHP

Et stort antal er desuden både scoret A og H(L):

- 1,4-dichlorbenzen
- kobberacetat
- o-chlortoluen
- 1,3-dichlorbenzen
- 1,2-dichlorbenzen
- diphenyloxid
- 1,2,4-trimethylbenzen
- dimethylol-ethylen-urea
- 2,6-dichlortoluen
- chlorphenol
- dimethylol-urea
- 1-methylnaphthalen
- 2-methylnaphthalen
- tetrahydronaphthalen
- 1-chlornaphthalen
- 2,4-dichlortoluen
- dimethylol-propylen-urea

5 Kemiske analyser af udvalgte tekstiler

For at undersøge om nogle af de kemikalier, som forventes at kunne forekomme i det brugsklare tekstil, reelt er tilstede på det danske marked, er et antal tekstiler indkøbt og analyseret.

Nedenstående er først beskrevet hvilke kemikalier og derefter tekstiler, som er udvalgt til analyse. Sidst i kapitlet er analyseresultaterne behandlet.

5.1 Valg af analyseparametre (kemikalier)

Der er ved udvælgelsen af stoffer til analyse lagt vægt på, at de ved husholdningsvask sandsynligvis vil kunne ende i spildevandet. De stoffer, der er tildelt scoren A (dvs. de er uønskede i kloaksystem), er endvidere som hovedudgangspunkt udvalgt. Som beskrevet i afsnit 4.3 drejer det sig bl.a. om carriers, biocider og tungmetaller. Hertil kommer stoffer, som er under mistanke for at udvise hormonlignende effekter (bl.a. visse phthalater).

Hudsensibiliserende farvestoffer

Da projektet omfatter tekstiler med hyppig hudkontakt - herunder kropsnære tekstiler - er det af humantoksikologiske grunde valgt at analysere for hudsensibiliserende farvestoffer, dvs. visse dispersefarvestoffer, som blev udpeget i Miljøprojekt nr. 416 (Brarup et al., 1998).

Andre farvestoffer

Af andre farvestoffer er det valgt at analysere for Direct Blue 78, Acid Black 194 og Acid Blue 113, fordi disse farvestoffer vurderes at kunne udvaskes i betydende mængder under husholdningsvask og samtidig vurderes til at være giftige over for vandlevende organismer (se bilag 3).

Formaldehyd

Selvom formaldehyd er mærket med R40 (og derfor scores A) og tillige er meget giftig over for vandlevende organismer, er stoffet let nedbrydeligt under både iltrige og iltfattige betingelser. Formaldehyd forventes kun at have en levetid på timer til få døgn i vandmiljøet. Brugen af anti-krølmidler - der afgiver større mængder formaldehyd - er ifølge Notat af Torkil Menné (Menné, 1994) tilsyneladende kraftigt reduceret, hvis antallet af registrerede kontaktallergitilfælde forårsaget af formaldehyd fra tekstiler lægges til grund. Denne vurdering støttes endvidere af en amerikansk undersøgelse fra 1998 (Scheman *et al.*, 1998). På baggrund af ovenstående betragtninger er det valgt ikke at medtage formaldehyd (og hermed formaldehyd-releasere, dvs. flere anti-krølmidler) i analyseprogrammet.

Optisk hvidt

Udover at blive anvendt ved forbehandlingen af tekstiler forekommer optisk hvidt (stilbenforbindelser) i vid udstrækning i vaskepulver (Freilich *et al.*, 1990; Tryland & Haraldstad, 1991). F.eks. anvendes halvdelen af Sveriges årlige forbrug i vaskepulver. Det vurderes derfor, at emissionen med vaskevand af optisk hvidt ved husholdningsvask primært stam-

mer fra vaskepulveret, og kun ved førstegangsvask bidrager tekstilet betydende. Optisk hvidt indgår derfor ikke i analyseprogrammet.

*Permanente
brandhæmmere*

Da det ikke har været muligt at finde tilstrækkeligt med miljødata til at kunne karakterisere permanente brandhæmmere (fosfoniumforbindelser) med hensyn til miljøfarlighed, er det valgt ikke at medtage disse i analyseprogrammet.

I tabel 5.1 findes en samlet oversigt over de stoffer, det er valgt at analysere for i de indkøbte tekstiler. Listen skal dog suppleres med andre relevante, organiske stoffer (bl.a. arylaminer), som bl.a. blev medtaget, fordi de uden større ekstra indsats indgår i den anvendte analysepakke, se afsnit 5.3.

Tabel 5.1

Stoffer udvalgt til analyse af tekstiler (materialeanalyser)

Enkeltstof	Stofgruppe	Funktion(er)	ABC-score	UPH-score
Chlorbenzen ****	Chlorerede benzener	Carrier	B	H*
1,3-dichlorbenzen	-"-	Carrier	A	H(L)**
1,4-dichlorbenzen	-"-	Carrier	A	H(L)*
1,2,4-trichlorbenzen	-"-	Carrier	A	H*
1,2-dichlorbenzen	-"-	Carrier	A	H(L)*
1,2,3-trichlorbenzen	-"-	Carrier	A	H**
1,2,4-trimethylbenzen	-"-	Carrier	A	H(L)*
Dichlormethylbenzen	-"-	Carrier	A	P**
2,6-dichlortoluen	Chlorerede toluener	Carrier	A	H(L)**
2,4-dichlortoluen	-"-	Carrier	A	H**
o-chlortoluen	-"-	Carrier	A	H**
Chlorphenol	Chlorerede phenoler	Biocid	A	H(L)
Trichlorphenol	Chlorerede phenoler	Biocid	A	P
Pentachlorphenol	Chlorerede phenoler	Biocid	A	U
Chlorerede ethylen	Chlorerede ethylen	Carrier	A	U
Diphenyloxid		Carrier	A	H(L)
Methylbiphenyl	Biphenyler	Carrier	A	H
2,2,4,4-tetrachlorbiphenyl	Chlorerede biphenyler	Carrier	A	P
Polychlorerede biphenyler	-"-	Carrier/blødgører	A	P
Pentachlorbiphenyl	-"-	Carrier/blødgører	A	P
Naphthalen	Naphthalener	Biocid/Carrier	A	P
Tetrahydronaphthalen	Naphthalener	Carrier	A	H(L)
1-methylnaphthalen	Naphthalener	Carrier	A	H(L)

Enkeltstof	Stofgruppe	Funktion(er)	ABC-score	UPH-score
2-methylnaphthalen	Naphthalener	Carrier	A	H(L)
Dimethylnaphthalen (bland.)	Naphthalener	Carrier	A	0
1-chloronaphthalen	Chlorerede naphthalener	Carrier	A	H(L)
Dimethylterephthalat	Phthalater	Carrier	C ****	H
Diethylphthalat	Phthalater	Carrier	C ****	H
Dimethylphthalat	Phthalater	Carrier	C ****	H
Dibutylphthalat	Phthalater	Blødgører	C ***	0
Diethylhexylphthalat #	Phthalater	Blødgører/fikseringsmiddel	A ***	P
Butylbenzylphthalat	Phthalater	Fikseringsmiddel	C***	P
Kvaternære ammoniumsalte	Kvaternære ammoniumsalte	<u>Blødgører</u> /biocid/deterg.	A	P
p-chloro-m-cresol	Chlorerede cresoler	Opløsningsmiddel	A	P
Hexachlorbutadien	Chlorerede alkener	Opløsningsmiddel	A	P
Nonylphenoethoxylater	Nonionisk tensid	Emulgator/disperg.	A***	P
Pb,Cd,Cu,Co,Cr,Ni,Zn, Ba, Sn,As,Hg	Tungmetaller	For Cr, Cu, og Ni i metalkomplekser farvestoffer. Urenheder i farvestoffer/pigmenter fra fremstilling af disse. Fikseringsmidler	A/b	U/P/H
Disperse Blue 124		Farvestof		
Disperse Red 1	Monoazo	Farvestof		
Disperse Yellow 3	Monoazo	Farvestof		
Disperse Orange 3		Farvestof		
Disperse Red 17		Farvestof		
Disperse Black 1	Monoazo	Farvestof		
Disperse Blue 106		Farvestof		
Disperse Orange 76		Farvestof		
Disperse Yellow 9		Farvestof		
Direct Blue 78	Triazo	Farvestof		
Acid Black 194	Metal-kompleks	Farvestof		
Acid Blue 113	Diazo	Farvestof		

- * Hvis Arbejdstilsynets risikovurdering lægges til grund, bør stoffet scores U
- ** Chloreret benzen/toluen der ikke er risikovurderet af Arbejdstilsynet
- *** Begrundet mistanke om hormonlignende effekt.
- ***** Del af analysepakke
- # Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)

En detaljeret beskrivelse af udvælgelse af stoffer til analyse og forventet forekomst mm. fremgår af bilag 3.

5.2 Valg af tekstiler

For at få verificeret (på stikprøvebasis) om nogle af de udpegede stoffer reelt er tilstede i tekstiler, der sælges på det danske marked, er et antal tekstilprodukter indkøbt. Tekstilerne er efterfølgende analyseret for indhold af stofferne, se afsnit 5.3.

Kriterier for udvælgelsen af tekstiler

Kriterierne for udvælgelsen af tekstiler har været:

- 1) At så mange som muligt af de udpegede stoffer/stofgrupper er til stede i de udvalgte tekstiler (inden for projektets økonomiske rammer).
- 2) At de udvalgte tekstiler udgør et repræsentativt udsnit af vaskbare tekstiler.
- 3) At de udvalgte tekstiler indbefatter et repræsentativt antal boligtekstiler, som har hyppig/tæt kontakt til forbrugeren og/eller som vaskes ofte.
- 4) At alle udvalgte fibertyper er repræsenteret blandt de udvalgte tekstiler (se kapitel 2).
- 5) At de udvalgte tekstiler har en repræsentativ fordeling mellem danske og udenlandske produkter (dvs. henholdsvis ca. 15% og 85%).

Af tabel 5.2 ses en oversigt over de udvalgte tekstiler.

Udvalget opfylder alle ovenstående kriterier. Angående kriterium 1 skal det bemærkes, at hvert enkelt udpeget, problematisk stof i teorien er repræsenteret i mindst et tekstil - dog som regel i mere end et. F.eks. er der mulighed for, at den store gruppe af carriers kan være tilstede i 7 tekstiler.

Overordnet om udvalgte tekstiler

I alt 22 tekstiler er indkøbt. Heraf er 15 indkøbt i to supermarkeder, 6 i fem forskellige tøjforretninger samt ét pr. postordre.

Af de 22 tekstiler er 4 danske (ingen er dog mærket "Made in Denmark"), 3 er mærket med oprindelsesland, 4 er mærket "Importeret", og for resten er der ingen angivelse af oprindelse. Det skal understreges, at det ikke har været et kriterium ved udvælgelse af stikprøverne at kunne spore oprindelseslandet. I øvrigt kan et tekstil godt være mærket med "Made in", selvom f.eks. vådbehandlingen er lavet i et andet land. Det skyldes, at mærket "Made in" kan anvendes for det land, hvor konfektioneringen (dvs. opskæring, syning etc.) er foregået. Mærket "Made in Danmark" er i de senere år blevet mindre udbredt, idet den danske tekstilbranche fra starten af 90'erne i stor stil netop har flyttet den løntunge konfektionering ud af Danmark.

Bomuld er repræsenteret i 11 produkter, uld i 4 og silke i ét. Polyester er repræsenteret i 6, nylon i 3, elasthan i 2 og acryl i ét. Viskose og acetat er repræsenteret i et produkt hver.

Tabel 5.2

Estimeret salg i Danmark (1996) for tekstiler udvalgt til analyse (vurdering baseret på tal fra Danmarks Statistik).

Udvalgt produkt *	Oprindelse	Vurdering af salg i Danmark for udvalgt produkt (tons)
1. Farvet (lyseblå/mørkeblå) børnesweatshirt af 100% bomuld med farvet (rød/blå/gul) PVC-tryk	Made in Turkey	15
2. Farvet (mørkeblå) herrebukse af polyester/uld (55/45)	I.a.	70
3. Farvet (mørkerød) nederdel af polyester/uld (77/23), 100% polyester-for	Made in Finland	50
5. Mønstret trykt (brun/orange/gul/grøn/blå) sengelinned af 100% bomuld, A ¹	I.a.	800
6. Mønstret trykt (gul/blå/rød/grøn/lyserød) sengelinned af 100% bomuld, B ¹	I.a.	800
7. Farvet (lyserød) lagen af bomuld, A ^{1,2}	Dansk handelsnavn	100
8. Farvet (blå) lagen af bomuld, B ^{1,2}	Dansk handelsnavn	100
9. Mønstret, trykt (blå/gul/grøn/rød) dug af 100% bomuld	Dansk handelsnavn	750
10. Farvet (türkis) herreskjorte af bomuld/polyester (70/30)	I.a.	1.200
11. Farvet (mørkegrøn) frottéhåndklæde af 100% bomuld	I.a.	1.000
12. Farvet (sort) imiteret læderjakke, 100% polyester m. "PVC-belægning" og nylon	I.a.	5
13. Mønstret trykt (mørkeblå/hvid) damebluse af 100% viskose	I.a.	50
14. Farvet (bordeaux) pyjamas af 100% silke ¹	Importeret	10
15. Farvet (sort) damebluse af acetat/elasthan (92/8)	I.a.	5
16. Farvet (sort) strømpebukse af nylon/elasthan (82/18)	Importeret	325
17. Farvede (mørkeblå) sokker af uld/acryl/nylon (50/30/20)	I.a.	30
18. Hvid herreundertrøje af 100% uld	Dansk handelsnavn	15
19. Farvet (mørkebrun/lysebrun/hvid) damestriktrøje af bomuld/acryl (50/50)	Importeret	150
20. Farvet (olivenmørk) børnestriktrøje, 100% bomuld ¹	Importeret	140
21. Farvet (gul) damebukse, 100% polyester ¹	I.a.	20
22. Farvet (gul/grøn) sports T-shirt af 100% polyestermed farvet (grøn/blå) PVC-tryk	Made in UK	10
23. Farvet (rødbrun) herreunderbukse, 100% bomuld ¹	I.a.	575

* Tekstil nr. 4 er udgået

I.a. Ingen angivelse

1 Analyseret for ekstraherede arylaminer under sure/basiske forhold (sved/mavesyre) i forbindelse med miljøprojektet "Azocolorants in Textiles and Toys" (Brarup *et al.*, 1998).

2 Tal er for 1997, da Danmark Statistik angiver, at der her er posteringsfejl i tal for 1996 (se i øvrigt bilag 1).

De angivne tal i tabel 5.2 for salg i Danmark er estimeret på baggrund af data fra Danmarks Statistik. En nærmere beskrivelse af principper for beregning af salgsmængden kan findes i bilag 1 (afsnit B1.2).

De tekstiler, der er udvalgt, vurderes samlet at udgøre ca. 6.200 tons (summen af vurderet årligt salg i tabel 5.2). Dette svarer til ca. 10% af de tekstiler, der er omfattet af projektet (se kapitel 2)

5.3 Resultat af de kemiske analyser

Af de 22 udvalgte tekstiler er de 19 blevet analyseret for indhold af udvalgte, organiske forbindelser, 13 er blevet analyseret for indholdet af farvestoffer, og 22 er blevet analyseret for metaller. De anvendte analysemetoder mm. er beskrevet i bilag 3.

I de efterfølgende afsnit er resultaterne af de udførte analyser på de udvalgte tekstiler gennemgået. Resultaterne er opdelt funktionsgruppevis, og de analyserede tekstiler er angivet med prøvenumre. For beskrivelse af de enkelte tekstiler (opdelt på prøvenumre), herunder kulør, fibertyper mv., henvises til tabel 5.2 eller bilag 3.

5.3.1 Biocider

11 tekstiler blev analyseret specifikt for indholdet af de kendte biocider: naphthalen, o-, m- og p-chlorphenol, 2,4-dichlorphenol, 2,4,6-trichlorphenol, tetrachlorphenoler og pentachlorphenol. Kun 2 af de udvalgte biocider blev fundet i de undersøgte tekstiler, nemlig naphthalen, som blev fundet i tekstilprøverne nr. 10 og 22, og o-chlorphenol, der blev fundet i tekstilprøverne 18, 19, 20 og 23 (se tabel 5.3). At de to tekstiler, hvor i naphthalen er fundet, består af polyester eller polyester/bomuld tyder på, at naphthalen her er brugt som carrier og ikke som biocid. En anden mulighed er, at den fundne naphthalen stammer fra naphtholfarvestoffer eller fra olier eller skumdæmpende midler brugt ved farvning (Textilhilfsmittel katalog, 1994/95). Fundet af chlorphenoler i tekstiler, der indeholder naturfibre (bomuld og uld), tyder på, at disse tekstiler er importeret fra varme lande, hvor problemer med at holde tekstilerne fri for skadedyr kan føre til brug af chlorphenoler som konserveringsmiddel – f.eks. i forbindelse med transport. Det vides om to af tekstilerne, at de er importeret, men ikke hvorfra, mens oprindelsen af de to andre er totalt ukendt.

Naphthalen

Chlorphenoler

Nikotin

I ca. en tredjedel af tekstilprøverne blev der "uventet" fundet nikotin i varierende koncentrationer. Alle tekstiler, hvori der blev fundet nikotin, indeholder naturfibre: bomuld, viskose, silke eller uld og for de flestes vedkommende derudover også polyester eller acryl. Nikotin er et "naturligt" insecticid, der bl.a. anvendes som fumigant i lukkede områder (Worthing & Hance, 1991), og nikotin i tekstilprøverne kan således muligvis stamme fra brugen i varelagre eller lignende. En anden mulighed er, at nikotinen stammer fra farvestoffer, idet nikotin forekommer som en sidegruppe i nogle reaktivfarvestoffer, der netop anvendes til naturfibre. Det er dog ikke sandsynligt, at alle fund af nikotin kan skyldes denne form for reaktivfarvestof, idet det ikke er særligt udbredt.

2,4-dichlorbenzylalkohol

2,4-dichlorbenzylalkohol anvendes som biocid i kosmetiske produkter (Wenninger & McEwen, 1997), og fundet af stoffet i tekstil nr. 18 kan således skyldes, at tekstilet er blevet efterbehandlet med et kosmetisk produkt, f.eks. en sæbe.

Tabel 5.3

Biocider fundet i analyserede tekstiler (mg biocid/kg tekstilprøve)

Stof	Tekstilprøvenr.										
	2	3	6	10	13	14	18	19	20	22	23
Naphthalen	<0,1	<0,1	<0,1	0,9	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	1,0	<0,1
o-chlorphenol	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	3,9	3,6	3,9	<0,5	3,9
Nikotin	1	0,5	0,5	0,6	4	0,8	<0,5	16	<0,5	<0,5	1-2
2,4-dichlorbenzyl-alkohol	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1	<1	<1	<1	<1

5.3.2 Blødgørere og fikseringsmidler

9 tekstilprøver blev analyseret specifikt for indholdet af følgende blødgørere og fikseringsmidler: dibutylphthalat, butylbenzylphthalat, diethylhexylphthalat (DEHP) og kvaternære ammoniumsalte. Alle de udvalgte blødgørere og fikseringsmidler blev fundet, om end kun i få af prøverne (se tabel 5.4). De prøver, hvor phthalatbaserede blødgørere og fikseringsmidler blev fundet er nr. 1, 9 og 22, hvilket stemmer godt overens med, at alle disse tekstiler er betrykt enten med PVC-tryk eller med almindeligt tryk, hvor phthalater kan indgå i binderen.

Tabel 5.4

Blødgørere og fikseringsmidler fundet i analyserede tekstiler (mg/kg tekstilprøve)

Stof	Tekstilprøvenr.			
	1	9	19	22
Dibutylphthalat	7	<5	<5	13
Butylbenzylphthalat	340	<0,2	<0,2	<0,2
Diethylhexylphthalat (DEHP)	1.000	<2	<2	4
Kvaternære ammoniumsalte	i.a.	120	25	i.a.

i.a. ikke analyseret for

Detektionsgrænsen for dibutylphthalat og diethylhexylphthalat er forholdsvis høj, hvilket skyldes, at disse stoffer forekommer i det solvent, der benyttes ved opkoncentrering af ekstrakterne under analysen.

Tekstil nr. 1, der er en farvet børnesweatshirt af bomuld med PVC-tryk, indeholder foruden de i tabel 5.4 angivne blødgørere også en isomerblanding af diisooctyl-, diisononyl- og diisodecylphthalater. Det totale indhold (inkl. DEHP) er på ca. 6.800 mg/kg, hvoraf diisooctylphthalater (inkl. DEHP) og diisononylphthalater hver udgør ca. 40-45%, mens diisodecylphthalater udgør ca. 10-15%. Endvidere indeholder prøven benzyloctylphthalat, ca. 5.100 mg/kg.

Isomerblanding af phthalater

Kvaternære ammoniumsalte

Kvaternære ammoniumsalte blev kun fundet i 2 tekstilprøver, nemlig tekstilprøverne nr. 9 og 19, hvoraf indholdet i sidstnævnte ikke var forventet (ikke analyseret specifikt for stoffet) Det drejer sig om henholds-

vis en trykt dug af 100% bomuld og en striktrøje i bomuld og acryl. Saltene viste sig at være N,N-dimethyl-N-benzyl-N-dodecylammoniumchlorid (DDMBAC) og N,N-dimethyl-N-benzyl-N-tetradecylammoniumchlorid (TDMBAC) i forholdet 3:1. De kvaternære ammoniumsalte anvendes ofte i efterbehandlingen til blødgøring af tekstilet, men kan også anvendes som biocider. Yderligere kan de bruges som egalieringsmiddel under farvning af tekstilet, som retarder ved farvning af acrylfibre med kationiske farvestoffer og som efterbehandlingsmiddel til forbedring af farvefastheden for forskellige farvetyper (Textilhilfsmittel katalog, 1994/95). Tekstil nr. 19 er, som angivet, delvist af acryl, og det tyder på, at anvendelsen kan have været som retarder ved farvning.

5.3.3 Opløsningsmidler og nonylphenoethoxylater

Der blev analyseret specifikt for indholdet af følgende opløsningsmidler og nonylphenoethoxylater (NPEO): p-chloro-m-cresol, hexachorbutadien, nonylphenolmonoethoxylater, nonylphenoldiethoxylater og nonylphenoltriethoxylater i 4 tekstiler (nr. 5, 6, 9 og 13). For ingen af de ovennævnte opløsningsmidler kunne der registreres koncentrationer, som oversteg detektionsgrænsen, mens der "uventet" blev fundet nonylphenoethoxylater i tekstilerne nr. 2, 11 og 22.

Nonylphenoethoxylater

For polyester er det almindeligt at anvende dispersionsfarvestoffer til farvning, hvor NPEO ofte anvendes som dispergeringsmiddel (Hansen *et al.*, 1987), og det kan således forklare indholdet af kortkædede NPEO i tekstil nr. 2 og 22. Indholdet af NPEO i tekstil nr. 11 kan også skyldes anvendelsen af dispersionsfarvestoffer, men det er mere sandsynligt, at NPEO her har været anvendt som detergent under efterbehandling af tekstilet.

Tabel 5.5

Nonylphenoethoxylater fundet i analyserede tekstiler (mg/kg tekstilprøve)

Stof	Tekstilprøvenr.		
	2	11	22
Nonylphenolmonoethoxylater	8	8	<8
Nonylphenoldiethoxylater	17	47	11
Nonylphenoltriethoxylater	9	30	15

5.3.4 Carriers

Tekstilprøverne 2, 3, 10, 12, 21 og 22 blev undersøgt for indholdet af udvalgte carriers. De udvalgte carriers var en lang række chlorerede eller methylerede forbindelser, tre phthalater, biphenyl og diphenylether. De enkelte carriers fremgår af tabel 5.1 i afsnit 5.1. Kun i tekstilerne 2, 10, 21 og 22 blev nogle af de udvalgte carriers fundet.

Tabel 5.6

Carrier fundet i analyserede tekstiler (mg/kg tekstilprøve)

Stof	Tekstilprøvenr.			
	2	10	21	22
Tetrachlorethylen	<1	55	<1	<1
1,2,3-trichlorbenzen	0,5	<0,1	<0,1	<0,1
1,2,4-trichlorbenzen	1,2	<0,1	<0,1	<0,1
1,2,4-trimethylbenzen	<0,5	<0,5	<0,5	42
2-methylnaphthalen	<0,2	<0,2	0,3	<0,2
Biphenyl	<0,1	0,8	0,2	<0,1
Dimethylphthalat	0,3	<0,1	<0,1	0,4
Diethylphthalat	<0,5	<0,5	<0,5	2,3
C ₃ -alkylbenzener (inkl. trimethylbenzen)	<20	<20	<20	110
C ₄ -alkylbenzener	<20	<20	<20	70

C₃- og C₄-alkylbenzener

Tekstilprøve nr. 22 indeholder, som det ses i tabel 5.6, store mængder C₃- og C₄-alkylbenzener, som kan være carriers, f.eks. trimethylbenzen og propylbenzen (Linde, 1989). Dette er sandsynligt, idet tekstil nr. 22 er af polyester, men C₃- og C₄-alkylbenzener vil også kunne forekomme i skumdæpende olier og opløsningsmidler brugt ved tryk samt i spindeolier.

Diethylphthalat

Det forholdsvis store indhold af diethylphthalat i tekstil nr. 22 skyldes formodentlig, at diethylphthalat her er anvendt som blødgører i PVC-trykket. Samtlige tekstiler, hvori der er fundet carriers, er helt eller delvist af polyester, og det er i overensstemmelse med, at carriers netop bruges ved farvning af polyester med dispersionsfarvestoffer.

5.3.5 Farvestoffer

Der blev analyseret for indholdet af 7 dispersionsfarvestoffer (Disperse Blue 124, Red 1, Yellow 3, Orange 3, Blue 106, Orange 76 og Yellow 9) i 7 tekstilprøver (nr. 2, 3, 10, 12, 15, 21 og 22), et direkt-farvestof (Direct Blue 78) i 5 tekstiler (nr. 1, 8, 10, 13 og 20) og to syrefarvestoffer (Acid Black 194 og Acid Blue 113) i 4 tekstiler (nr. 2, 12, 16 og 17). Som det fremgår af næste afsnit, er der desuden analyseret for farvestofferne N,N-dimethyl-4-azobenzen samt Disperse Black 1. Ingen af de nævnte farvestoffer blev fundet.

5.3.6 Supplerende organiske stoffer

Udover de biocider, blødgørere, fikseringsmidler, opløsningsmidler, nonylphenoethoxylater, carriers og farvestoffer, der specifikt er blevet analyseret for, er GC-MS chromatogrammerne blevet kigget igennem for beslægtede stoffer. Der er specielt set efter halogenerede, organiske forbindelser (aromater, alifater mv., herunder polyhalogenerede biphenyler (PBB, f.eks. bromerede flammehæmmere)), substituerede forbindelser af de forbindelser, der er analyseret for, og aromatiske aminer (halogenerede og ikke halogenerede): aniliner, benzidiner, naphthylaminer (beta), aminodiphenyler. Herunder er der søgt efter de aromatiske aminer, der

blev analyseret for i Miljøprojekt nr. 416 (Brarup *et al.*, 1998), bl.a. de 20 der er mistænkt for at være kræftfremkaldende. Endvidere er der, som ovenfor nævnt, set efter N,N-dimethyl-4-aminoazobenzen og Disperse Black 1. Der er også set efter phthalater generelt samt alkylphenolet-hoxylater med op til tre ethoxylatgrupper (1-3 EO) og herudover naphthalener/naphtholer, (sulfonerede og andre afledte samt benzensulfonsyre derivater (f.eks. aminobenzensulfonsyre). Detektionsgrænserne ved denne ekstra gennemgang af GC-MS chromatogrammerne, var for enkeltstoffer 0,5-10 mg/kg og for blandinger (så som PBB) 5-20 mg/kg. Nogle af analyseresultaterne er tidligere omtalt (f.eks. for nonylphenolet-hoxylaterne), og resten omtales i det følgende.

Arylaminer

Arylaminer kan forekomme i tekstiler som rester af mellemprodukter (intermediære) fra farveproduktionen eller som spaltningsprodukter af azo-farvestoffer. Der blev fundet, hvad fra massespektre kunne vurderes at være, 12 forskellige mono-, di- og tri-substituerede arylaminer samt to diphenylaminer (se tabel 5.7). Substituenterne var NO₂, Cl, Br, CN, og CH₃. En eller flere af de nitro-, chlor- og bromsubstituerede arylaminer blev fundet i mange tekstiler (nr. 2, 3, 5, 6, 12, 14, 19, 20, 21 og 22), mens der kun i enkelte tekstiler blev fundet arylaminer substitueret med CN (nr. 3) og CH₃ (nr. 5 og 6). Af de fundne arylaminer er to på listen over spaltningsprodukter fra azo-farvestoffer, der er forbudt i Tyskland (Fünfte Verordnung, 1997), dvs. 6-methyl-3-nitroanilin og p-nitroanilin. De to arylaminer blev fundet i tekstil nr. 5 og 6. Diphenylaminerne blev kun fundet i et enkelt tekstil (nr. 14).

“Forbudte” spaltningsprodukter

Tabel 5.7

Arylaminer fundet i analyserede tekstiler (mg/kg tekstilprøve)

Stof *	Tekstilprøvenr.									
	2	3	5	6	12	14	19	20	21	22
2,6-dichlor-4-nitroanilin					9			4		
2-brom-6-chlor-4-nitroanilin	13									
2-chlor-4-nitroanilin		2				0,5	1	3	2	
2-cyano-4-nitroanilin		3								
4-chlor-2-nitroanilin									13	
4-methyl-3-nitroanilin			6	1-2						
6-brom-2,4-dinitroanilin	68				18			3		
6-chlor-2,4-dinitroanilin	3				5					
6-methyl-3-nitroanilin**			64	7						
m-nitroanilin										3
p-chloranilin**			18	4						
p-nitroanilin									64	110
Diphenylamin						36				
Methyldiphenylamin						2				

* De angivne substituerede arylaminer (aniliner) er de mest sandsynlige ud fra massespektre.

** På den tyske liste over forbudte arylaminer (Fünfte Verordnung, 1997).

Hvis der ikke er angivet nogen værdi betyder det, at koncentrationen af det pågældende stof har været under detektionsgrænsen (0,8 mg/kg tekstil) i det pågældende tekstil.

De substituerede arylaminer blev fundet i alle former for tekstiler. Farverne var mørkeblå, rødlig, gullig, sort, mørkerød, brun, hvid, grå og gul, og materialerne indeholdt bomuld, polyester, uld, silke, acryl og polyester med "PVC-belægning" (prøve nr. 12, sandsynligvis polyurethan). Prøverne, hvori substituerede arylaminer blev fundet, inkluderer både trykte og farvede tekstiler og også tekstiler med PVC-tryk. Tekstilerne, hvori de "forbudte" arylaminer blev fundet (nr. 5 og 6), er begge senge-linned af bomuld, henholdsvis trykt og farvet. Arylaminerne stammer efter al sandsynlighed fra farvestoffer (azo-farvestoffer) i tekstilerne.

Substituerede toluener

Der blev fundet enkelte substituerede toluener i tekstiler af kunststof og naturfibre, se tabel 5.8.

Tabel 5.8

Substituerede toluener fundet i analyserede tekstiler (mg/kg tekstilprøve)

Stof	Tekstilprøvenr.			
	5	6	12	22
2,4-toluendiisocyanat (2,4-TDI)	<1	<1	48	1
p-nitrotoluen	6	1	<1	<1

Tekstil nr. 12 er fra fabrikantens side angivet at være med PVC-belægning, men fundet af 2,4-toluendiisocyanat, der bl.a. bruges i fremstillingen af polyurethan (Budavari *et al.*, 1996), tyder på, at der i virkeligheden er tale om en polyurethanbelægning. En test, foretaget af Teknologisk Institut, viste i overensstemmelse hermed, at der ikke er chlor i materialet. p-Nitrotoluen kan være en urenhed i farvestof, idet det er et biprodukt ved fremstillingen af forskellige azo-farveintermediære (Howard, 1990).

Benzensulfonamider

Der blev fundet 3 benzensulfonamider i 4 tekstilprøver (nr. 3, 10, 13 og 14). Det er uklart, hvad funktionen af disse stoffer har været, men de kunne måske stamme fra produktion af farvestoffer, se tabel 5.9.

Tabel 5.9

Benzensulfonamider fundet i analyserede tekstiler (mg/kg tekstilprøve)

Stof	Tekstilprøvenr.			
	3	10	13	14
N-butylbenzensulfonamid	2	2	27	5
N-ethyltoluensulfonamid	<4	<4	<4	4
N-methyltoluensulfonamid	<2	<2	2	<2

Polycykliske forbindelser

I nogle få tekstiler, nr. 10, 14, 20 og 22, blev der fundet enkelte polycykliske forbindelser i form af små PAHer og azarener, se tabel 5.10. Indan og methylindan blev udelukkende fundet i tekstil nr. 22, der er med PVC-tryk, og det kan eventuelt skyldes, at man bruger emulsioner af aromatiske forbindelser til skumdæmpning under tryk (Textilhilfsmittel katalog, 1994/95). Acridin er en komponent i forskellige farvestoffer (f. eks. acridine yellow og acridine orange), og det er muligt, at der kan være rester af ren acridin i tekstiler farvet med disse farvestoffer, som det kunne være tilfældet med tekstil nr. 14, en rød silkepyjamas.

Tabel 5.10

Polycykliske forbindelser fundet i analyserede tekstiler (mg/kg tekstilprøve)

Stof	Tekstilprøvenr.			
	14	20	22	23
Acridin	5	<5	<5	<5
Isoquinolin	<0,5	0,9	<0,5	0,5
Indan	<6	<6	6	<6
Methylindan	<2	<2	2	<2

Substituerede benzener

Som det fremgår af afsnit 5.11 blev der i tekstilerne 2, 14 og 22 fundet en række substituerede benzener. 3,5-dinitrobrombenzen, der blev fundet i tekstil nr. 2, kan muligvis stamme fra farvefremstilling, idet f.eks. 2-brom-4,6-dinitro-benzenamin er en bestanddel af bl.a. Disperse Blue 79 og Disperse Blue 130. Tekstil nr. 2 er netop farvet blå og af polyester, hvor dispersionsfarvestoffer anvendes.

Tabel 5.11

Substituerede benzener fundet i analyserede tekstiler (mg/kg tekstilprøve)

Stof	Tekstilprøvenr.		
	2	14	22
(1-chlor-1-methylundecyl)benzen	<1	1	<1
(1-chlordodecyl)benzen	<1	1	<1
3,5-dinitrobrombenzen	2	<2	<2
Nitrobenzen	<2	<2	2

5.3.7 Metaller

Metaller forekommer bl.a. som urenheder i farvestoffer (arsen, cadmium, chrom, kobber, kviksølv, nikkel, bly, antimon, tin og zink) og pigmenter (arsen, cadmium, chrom, kviksølv, bly, antimon og zink) eller som direkte komponenter i farver, såsom kobber i phthalocyanin og chrom i chromfarvestoffer.

22 tekstilprøver blev analyseret for indholdet af metallerne: arsen, bly, cadmium, chrom, cobalt, kobber, kviksølv, nikkel, tin og zink. Herudover blev udvalgte prøver analyseret for indholdet af barium. Se bilag 3 for beskrivelse af analysemetoder og detaljerede analyseresultater.

Cobalt

Analyserne for indholdet af cobalt viste, at i 11 af tekstilerne var indholdet under detektionsgrænsen (0,1 mg/kg tekstil). I 5 af tekstilerne lå indholdet mellem 0,1 og 1 mg/kg og i fire af tekstilprøverne (nr. 3, 12, 14 og 22) lå indholdet mellem 1 og 10 mg/kg. Den sidste prøve (nr. 13) havde et indhold på 110 mg/kg. De lavere indhold skyldes formodentlig urenheder i de anvendte farvestoffer, mens indholdet i prøve nr. 13 må henføres til brugen af et farvestof, som indeholder cobalt. I samme tekstil er der dog sandsynligvis også anvendt et farvestof, der indeholder chrom.

Chrom

Analyserne for indholdet af chrom viste, at i 12 af prøverne var indholdet lavere end detektionsgrænsen på 0,5 mg/kg. Tre prøver (nr. 5, 6 og 10) havde et indhold, der lå mellem 0,5 og 1 mg/kg, andre tre prøver (nr. 1, 3 og 14) havde et indhold, der lå mellem 10 og 100 mg/kg, og de resterende 4 prøver havde et indhold, der lå mellem 100 og 250 mg/kg, bortset fra én enkelt (nr. 16) der lå på 1.140 mg/kg. De 4 prøver med det højeste indhold var nr. 2, 13, 16 og 17. Tre af de sidstnævnte prøver (nr. 2, 16 og 17) indeholder uld og/eller nylon, og det høje indhold af chrom tyder på, at der her er anvendt chromfarvning. Det sidste tekstil med et højt indhold (nr. 13) er af viscose med tryk på, og her anvendes normalt ikke chromfarvning, men chrom kan muligvis indgå i et af pigmenterne i trykket. I samme tekstil er der også et forholdsvist stort indhold af de fleste andre tungmetaller cobalt, kviksølv, kobber, bly og cadmium, hvoraf ihvertfald også cobalt sandsynligvis er en del af et farvestof. Chrom kan også forekomme som urenheder i azo-farvestoffer, og det gennemsnitlige chromindhold som urenheder i azo-farvestoffer er målt af Burg & Charest (1980) til at være ca. 6 mg/kg. Hvis mængden af farvestof i tekstilet er 3%, vil det svare til et chromindhold på ca. 0,18 mg/kg, så urenheder kan kun forklare de laveste koncentrationer. En sidste årsag til forekomsten af chrom kan være, at der er anvendt andre farvestoffer, hvor chrom indgår, såsom direkte (azo-metal) farvestoffer eller reaktive (azo-metal) farvestoffer.

Kobber

Der blev fundet kobber i alle 22 undersøgte tekstilprøver, men indholdet varierede en del. Ca. 8 prøver havde et indhold på under 1 mg/kg, mens ca. 7 prøver havde et indhold der lå mellem 1 og 10 mg/kg. Der var 4 prøver, hvis indhold lå mellem 10 og 100 mg/kg, og de sidste 3 prøver (nr. 1, 6 og 8) havde et indhold, der lå mellem 170 og 320 mg/kg. De tre sidstnævnte tekstiler er alle af bomuld og helt eller delvist farvet blå (nr. 1, 6 og 8). Tekstil nr. 1 er yderligere påtrykt PVC-tryk. Kobber indgår i stoffet phthalocyanin-blå, der ofte findes i blå farve, og den store mængde tyder på, at det er årsagen til fundet af kobber i de tre tekstiler. Kobber forekommer også som urenheder i bl.a. azo-farvestoffer (Burg & Charest, 1980) og bliver brugt ved fiberfremstilling (Linde, 1989), så de lavere koncentrationer kan formodentlig henføres til disse forekomster/anvendelser.

Kviksølv

Af de undersøgte tekstilprøver blev der kun fundet kviksølv i mængder, der oversteg detektionsgrænsen (25 µg/kg) i tre tilfælde, nemlig tekstil-

prøverne 13, 14 og 17. Mængden i de tre tekstiler lå mellem 31 og 48 µg/kg. Tekstilerne 13, 14 og 17 er af viskose, silke, nylon, uld og acryl. Tekstilerne er mørkeblå eller røde og et enkelt er med tryk. Den mest sandsynlige forklaring på fundet af kviksølv er, at det forekommer som en urenhed fra farvefremstillingen.

Nikkel

Der blev fundet nikkel i koncentrationer over detektionsgrænsen i syv tilfælde (nr. 1, 5, 6, 10, 12, 13 og 21). Koncentrationerne, der blev fundet, lå mellem detektionsgrænsen på 0,5 mg/kg og ca. 3,6 mg/kg.

Tekstilerne er af bomuld, polyester, viskose, nylon og én med "PVC-belægning" (sandsynligvis polyurethan). Tre er med tryk og fire er farvede. Et enkelt har PVC-tryk. Mængden af nikkel er umiddelbart for lille til, at der kan være tale om farvestoffer, der indeholder nikkel som strukturel komponent, og det er derfor sandsynligt, at nikkel forekommer som urenheder i farvestofferne.

Arsen

I 6 af de 22 tekstiler blev der fundet arsen i koncentrationer, der oversteg detektionsgrænsen (0,3 mg/kg). De fire af prøverne (nr. 13, 15, 17 og 19) havde et indhold, der lå mellem 0,3 og 1 mg/kg. Det forholdsvis lave niveau for tekstilerne 13, 15 og 17, der er af forskellige kunstfibre, kan skyldes, at arsen, ligesom en række andre tungmetaller, forekommer som urenhed i stoffer, der indgår i fiberproduktionen. For tekstil nr. 19, der er delvist af bomuld, kunne forekomsten også skyldes anvendelsen af arsen som pesticid eller afløvningsmiddel i bomuldsdyrkningen (Worthing & Hance, 1991). Der er såvidt vides ingen farvestoffer, der indeholder arsen som strukturel komponent, men arsen kan forekomme som urenhed i farvestoffer (Burg & Charest, 1980), og dette kan også være årsagen til fundet af arsen i de nævnte 4 tekstiler. De to sidste af de seks prøver (nr. 2 og nr. 12), der er af henholdsvis polyester/uld samt nylon/formodentlig polyurethan (angivet som PVC), havde et indhold på henholdsvis 14,5 og 11 mg/kg. Den store koncentration gør, at det er usandsynligt, at forekomsten her skyldes urenheder alene. Til uldproduktion kan imidlertid anvendes arsenikholdige pesticider, som fåret dyppes i (Worthing & Hance, 1991), og dette er en mulig forklaring på det høje indhold i tekstil nr. 2.

Cadmium

Cadmium blev fundet i 10 af de 22 undersøgte tekstiler, men i tre af tilfældene var indholdet meget nær detektionsgrænsen. Ni af tekstilerne (nr. 5, 12, 13, 15, 17, 19, 20, 21 og 23) havde et indhold, der lå mellem detektionsgrænsen og 1 mg/kg, mens det sidste tekstil (nr. 1) havde et indhold på 18 mg/kg. Sidstnævnte kan muligvis tilskrives tekstilets PVC-tryk, hvor cadmium kan indgå som stabilisator (Leach *et al.*, 1992; Christiansen *et al.*, 1990) eller i pigment (mindre sandsynligt). For tekstilerne 12, 15, 17 og 19 kan indholdet af cadmium skyldes urenheder fra fiberproduktionen, idet disse alle er af kunststof, eller urenheder i farver og pigmenter.

Bly

Der blev fundet bly i 12 tekstiler af de 22 undersøgte. I de 9 af tilfældene (nr. 2, 8, 9, 12, 14, 15, 17, 21 og 22) lå koncentrationen mellem detektionsgrænsen (0,3 mg/kg) og 1 mg/kg, mens de fundne koncentrationer i de tre tekstiler med det største indhold (nr. 10, 13 og 1) var henholdsvis 1,6, 5,2 og 90 mg/kg.

De to højeste koncentrationer er fundet i tekstiler med tryk (nr. 1 og 13), men ellers er alle typer tekstiler repræsenteret. De lavere koncentrationer skyldes formodentlig urenheder i de anvendte farvestoffer, mens de højeste koncentrationer, der er i tekstiler med tryk, formodentlig skyldes, at der har været anvendt blyholdige pigmenter, evt. blychromatpigmenter.

Tin

11 af de 22 undersøgte tekstiler havde et tinindhold, hvor mindst en af dobbeltbestemmelserne viste en koncentration, der var højere end detektionsgrænsen. I en del tilfælde afveg dobbeltbestemmelserne forholdsvist meget. Fire prøver (nr. 1, 5, 13 og 14) havde et indhold mellem 0,3 og 1 mg/kg, og fire (nr. 8, 9, 15 og 16) havde et indhold mellem 1 og 10 mg/kg. Flere af disse tekstiler er trykt, og her kan tin forekomme som urenheder i pigmenterne. I tekstilerne af bomuld kan der være tale om, at der er brugt pesticider indeholdende tin, f.eks. organotinforbindelser (Worthing & Hance, 1991), ved dyrkningen. De resterende tre prøver (nr. 12, 18 og 22) havde et indhold mellem 10 og 61 mg/kg. Heraf er den ene tekstilprøve af "PVC" (egentlig givetvis polyurethan), den anden med PVC-tryk (plastisol-tryk) og den sidste af uld. Tin indgår i initiatorer ved polyurethanfremstilling (Naturvårdsverket, 1995) og kan indgå i stabilisatorer i plastisolfarver (Wallström *et al.*, 1996). Tin kan endvidere indgå i biocider, og fundet af en høj tinkoncentration i uldtekstilet kan således skyldes, at der er blevet brugt biocider i uldproduktionen eller under opbevaring/transport, men der er også den mulighed, at tinsalte er anvendt som "weighting agent" (betygningsmiddel).

Zink

Der blev fundet zink i samtlige af de 22 tekstilprøver, og indholdet varierede fra ca. 2 til 910 mg/kg. 14 prøver havde et indhold under 10 mg/kg, mens de 6 havde et indhold mellem 10 og 50 mg/kg. De 2 tekstilprøver med det største indhold (nr. 18 og 15) havde et indhold på henholdsvis 72 og 910 mg/kg. $ZnCl_2$ og $Zn(NO_3)_2$ anvendes som katalysatorer ved farvning samt til imprægnering og krølægthedsbehandling. (Hansen *et al.*, 1987; Linde 1989). Det må antages, at de højeste koncentrationer skyldes efterbehandling, mens de lavere eventuelt kan skyldes brugen som katalysatorer

Barium

To tekstilprøver, nr. 11 og 13, blev undersøgt for indholdet af barium og begge prøver indeholdt barium. Mængderne var henholdsvis 4,3 og 3,1 mg/kg.

5.4 Sammenligning af analyseresultater med miljømærkekriterier og Öko-tex

Svanen, Blomsten og Öko-tex

De to miljømærker, det nordiske Svanen (Svanen, 1999) og EU's Blomsten (Blomsten, 1998) samt produktmærket Öko-tex (Öko-tex, 1997) stiller en række krav til tekstiler, for at de kan opnå mærket. Dels er der en lang række krav til produktionsmetoderne og de stoffer, der medgår, og dels er der krav til indholdet af forskellige stoffer i det færdige tekstil. Blomsten har dog ikke krav til det endelige indhold i tekstilet.

Ingen af de pesticider, der er nævnt specifikt i mærkekriterierne for Öko-tex, er fundet i de undersøgte tekstiler, men summen af de fundne bioci-

der (nikotin, o-chlorphenol m.fl.) gør, at en række tekstiler (nr. 10, 13, 18, 19, 20 og 23) måske ikke klarer Öko-tex kravet om ingen biocidimprægnering. Ligeledes gør fundet af chlorphenoler, at tekstilerne (nr. 18, 19 og 20) formodentlig ikke kan leve op til Svanen-kravet om at chlorphenoler ikke må indgå i råvarer eller bruges til konservering under transport og opbevaring. Fundet af alkylphenoethoxylater gør, at tekstilerne 2, 11 og 22 formodentlig ikke kan leve op til Blomsten-kravet, som angiver, at alkylphenoethoxylater ikke må anvendes. Fundene af chlorerede carriers i tekstilerne 2 og 10 betyder, at de givetvis hverken kan opfylde kravene fra Öko-tex, Svanen eller Blomsten. Tekstilerne 1 og 22 kan ikke klare Svanen-kravet om, at der ikke må anvendes PVC-tryk, samt formodentlig heller ikke kravet om, at der ikke må være anvendt råvarer med mere end 1% phthalat. Både Svanen og Blomsten har det krav, at der ikke må være anvendt farvestoffer, der ved fraspaltning kan give anledning til arylaminer, der forekommer på den tyske forbudsliste (Fünfte Verordnung, 1997). Fundet af arylaminer fra den tyske liste i tekstil nr. 5 og 6 kunne tyde på, at de ikke kan opfylde dette krav.

Næsten alle tekstilerne falder herudover for et eller flere af kravene til metalindhold angivet i kriterier for Svanemærket. Det er angivet i tabel 5.12.

Tabel 5.12

Miljømærkekrav (Svanen, 1999) til metaller samt angivelse af de tekstiler, der ikke opfylder disse krav.

Metal	Krav*	Overskrides af tekstilerne
Arsen (As)	0,20 ppm	2,12,13, 15, 17, 19
Bly (Pb)	0,80 ppm	1,10,13
Cadmium(Cd)	0,10 ppm	1,5,12,13,15,17,19,20,21,23
Chrom (Cr)	2,00 ppm	1,2,3,13,14, 16,17
Cobalt (Co)	4,00 ppm	12,13
Nikkel (Ni)	4,00 ppm	6
Kviksølv (Hg)	0,02 ppm	13,14,17
Tin (Sn)	4,00ppm	9,12,18,22
Zink (Zn)	60,00 ppm	15, 18
Kobber (Cu)	50,00 ppm	1,6,8,9,10

* 1 ppm = 1 mg/kg

Samlet kan det anføres, at kun tekstil nr. 7 lever op til de her gennemgåede miljømærkekriterier. Tilsyneladende kan ingen af de øvrige tekstiler umiddelbart vurderet leve op til kravene sat af én eller flere af de tre ordninger Svanen, Blomsten og Öko-tex. Hvad angår tekstil nr. 7, har det dog ved de efterfølgende vaskeforsøg (jf. kapitel 6 og bilag 4) vist sig, at vaskevandet indeholder phthalater, som må stamme fra tekstilet. Tekstil nr. 7 blev ikke analyseret for phthalater, fordi forekomst blev vurderet som usandsynlig.

5.5 Opsummering

På baggrund af bl.a. miljø- og sundhedsfarlighedsvurderinger er der udvalgt et større antal stoffer/stofgrupper (mere end 60), som de indkøbte tekstiler (i alt 22 stikprøver) er blevet analyseret for. De udvalgte stoffer ligger især inden for funktionsgrupperne carriers, blødgørere, fikseringsmidler, farvestoffer og metaller. De indkøbte tekstiler er bl.a. indkøbt på baggrund af sandsynlig forekomst af de udvalgte stoffer/stofgrupper og de i projektet indgående fibertyper. Det vurderes, at de indkøbte tekstilprodukter (som typer) dækker ca. 10% af det årlige salg i Danmark af de tekstilprodukttyper, der er omfattet af projektet.

Ved den kemiske analyse af de indkøbte tekstiler blev der fundet et bredt udsnit af stoffer. Heriblandt en del af dem, der betragtes som uønskede i kloaksystemet og problematiske eller uønskede i forhold til sundhed. Der blev bl.a. konstateret forekomst af naphthalen, o-chlorphenol, nikotin, flere phthalater, kvaternære ammoniumforbindelser, nonylphenolet-hoxylater, chlorerede benzener, alkylbenzener, 14 arylaminer (heraf to på den tyske forbudsliste), substituerede toluener, benzensulfonamider, polycykliske forbindelser og substituerede benzener. Ingen af de 14 farvestoffer, der blev analyseret for, blev fundet, mens alle metaller blev konstateret i varierende koncentrationer - de fleste i flere tekstiler.

Ved at sammenligne de fundne kemikalier - herunder koncentrationer - med kriterierne i de to miljømærkeordninger Svanen og Blomsten samt produktmærkeordningen Öko-tex er der umiddelbart vurderet sandsynligt kun ét tekstil, der lever op til alle kravene i de kriterier, der indgår. Der blev dog efterfølgende fundet phthalater i vaskevandet fra det pågældende tekstil.

6 Simuleret husholdningsvask af udvalgte tekstiler

For at undersøge i hvor stort omfang udvaskning af kemikalier kan forventes at forekomme ved normal husholdningsvask, er der foretaget en række vaskeforsøg.

I dette kapitel er det først beskrevet, hvordan vaskeforsøgene er udført, hvilke stoffer vaskevandet er analyseret for, og hvilke tekstiler der er vasket. Derefter er analyseresultaterne beskrevet, og kapitlet afsluttes med en opsummering.

6.1 Vaskescenarium

Launder-o-metre

Forsøgene med vask af udvalgte tekstiler blev udført i såkaldte launder-o-metre efter ISO-standarden: ISO 105-C06:1994(E), som er små (ca. 0,5 l) stålkar med låg, hvori den simulerede husholdningsvask foregår. Den anvendte ISO-standard bruges normalt til test af tekstilers farveægtighed over for husholdningsvask og industrivask. De udførte vaskeforsøg svarer ifølge standarden til én husholdningsvask, hvad angår farvetab mm. For hvert tekstil blev der foretaget én vask og ét skyl, og vandet fra vask og skyl blev blandet og gemt til analyse.

Procedure for vaskeforsøgene er detaljeret beskrevet i bilag 4.

6.2 Valg af analyseparametre

Farvestoffer

De stoffer, det er valgt at analysere vaskevandet for, er de samme som dem, der blev fundet i tekstilprøverne. Det vil sige, at det f.eks. er valgt ikke at analysere for farvestoffer, da de udvalgte farvestoffer ikke blev fundet i tekstilerne, og da det ikke umiddelbart er muligt at identificere andre farvestoffer uden en standard af præcis samme farvestof. Dog er tre vaskeprøver med sandsynligt indhold af azo-farvestoffer (bl.a. gule nuancer) analyseret for indhold af arylaminer efter reduktiv spaltning af azo-forbindelser (se bilag 4). Arylaminindholdet i disse prøver kan betragtes som et relativt udtryk for indholdet af farve med ”let” fraspaltelige arylaminer.

Langkædede nonylphenoethoxylater

Som noget nyt i forhold til tekstilanalyserne blev det valgt at analysere vaskevandet for langkædede nonylphenoethoxylater. Kun vaskevand fra vask af tekstiler, hvori der blev konstateret indhold af kortkædede nonylphenoethoxylater (se kapitel 5), blev analyseret. Dette blev gjort, fordi fundet af kortkædede NPEO'er er en indikation af, at også langkædede er tilstede. Analyse for langkædede nonylphenoethoxylater blev ikke prioriteret ved analysen af tekstilerne - bl.a. fordi disse analyser skal køres separat og er meget omkostningsfulde.

De anvendte analysemetoder er detaljeret beskrevet i bilag 4.

6.3 Valg af tekstiler

Da der i alle de analyserede tekstiler (se kapitel 5) blev fundet stoffer, som sandsynligvis i større eller mindre omfang vil kunne udvaskes under en husholdningsvask, blev der udført vaskeforsøg på samtlige tekstiler.

6.4 Resultat af udvaskningsforsøgene

En delprøve af vaskevandet (vaskelud + første skyl) fra hvert af de udførte forsøg blev umiddelbart efter forsøgsafslutning fyldt på små glas klare flasker og fotograferet. Resultatet fremgår af figur 6.1, hvor det angivne nummer svarer til tekstilets nummer (se f.eks. tabel 5.2 i afsnit 5.2). Dog er prøve nr. 4 (udgået) i figur 6.1 identisk med prøve nr. 2 i projektet. Som det ses er der mere eller mindre farveafsmitning fra samtlige vaskede farvede tekstiler.



Figur 6.1

Prøver af vaskevandet fra de 22 tekstiler ved forsøgets afslutning (flaske nr. 4 er identisk med prøve nr. 2 i projektet)

Nedenstående er resultatet af de udførte vaskevandsanalyser beskrevet. Hvilke stoffer, de enkelte vaskevandsprøver (angivet som tekstilnummer) er analyseret for, fremgår af resultaterne. Mere detaljerede resultater findes i bilag 4.

6.4.1 Biocider

Af de tre biocider (naphthalen, o-chlorphenol og nikotin), som blev fundet i visse tekstiler, blev de to (naphthalen og nikotin) ligeledes konstateret i vaskevand. Naphthalen blev fundet i vaskevandet fra tekstil nr. 10, mens det ikke blev fundet i vaskevandet fra tekstil nr. 22, hvor det også forekommer i tekstilet. Det skyldes formodentligt til dels den lave ten-

Naphthalen

dens til udvaskning i det hele taget på grund af stoffets hydrofobicitet, og dels at PVC-trykket tildels holder på stoffet, som formodentligt er i bomulden og ikke i selve trykket. Da vaskeprøven er lavet på et tekstilstykke med ca. 10% betrykt areal og 90% ubetrykt, kan den udvaskede mængde, hvis den er omkring 1%, let komme under detektionsgrænsen.

o-chlorphenol

o-chlorphenol blev ikke fundet i vaskevandet fra de tekstiler, som indeholdt stoffet, selvom udvaskningen kun skal være 0,005%, for at koncentrationen i vaskevandet kommer over detektionsgrænsen, og selvom vandopløseligheden er rimelig stor ca. 28 mg/l (Howard, 1990). *o*-chlorphenol må således være rimeligt fast bundet til fibrene.

Nikotin

Mellem 2% og 62 % af den tilstedeværende nikotin i tekstilerne blev udvasket.

2,4-dichlorbenzylalkohol

I vaskevandet fra tekstil nr. 18 kunne der ikke konstateres indhold af 2,4-dichlorbenzylalkohol (< 0,008 mg/kg tekstil), som blev fundet i tekstilet i en koncentration på 1 mg/kg tekstil.

Tabel 6.1

Biocider i tekstil og vaskevand (mg/kg tekstilprøve)

Stof	Tekstilprøvenr.										
	2	3	6	10	13	14	18	19	20	22	23
Naphthalen i tekstil	<0,1	<0,1	<0,1	0,9	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	1,0	<0,1
Naphthalen udvasket	i.a.	i.a.	i.a.	0,0056 (1%)	i.a.	i.a.	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004
<i>o</i> -chlorphenol i tekstil	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	3,9	3,6	3,9	<0,5	3,9
<i>o</i> -chlorpheno udvasket	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	<0,02 (0,005%)	<0,02 (0,005%)	<0,02 (0,005%)	<0,02	<0,02 (0,005%)
Nikotin i tekstil	1	0,5	0,5	0,6	4	0,8	<0,5	16	<0,5	<0,5	1-2
Nikotin udvasket	0,016 (2%)	0,024 (5%)	<0,008	0,37 (62%)	0,42 (10%)	<0,008	i.a.	2,3 (15%)	i.a.	i.a.	0,11 (8%)
2,4-dichlorbenzylalkohol i tekstil	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1	<1	<1	<1	<1
2,4-dichlorbenzylalkohol udvasket	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	<0,008	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.

i.a. ikke analyseret for pågældende stof

6.4.2 Blødgørere og fikseringsmidler

De blødgørere og fikseringsmidler, der blev fundet i tekstilerne 1 og 22, blev også fundet i vaskevandet fra vask af de samme tekstiler. Herudover blev de tre phthalater, der ofte anvendes som blødgørere og fikseringsmidler, også fundet i tekstil nr. 7 og 8, omend der ikke er noget tryk på disse tekstiler. Den anden normale brug af phthalater er som carriers ved farvning med dispersionsfarvestoffer, men de bruges kun på polyester og triacetat, og tekstil nr. 7 og 8 er begge af bomuld. Forekomst af phthalater i vaskevandet fra disse to tekstiler kan ikke umiddelbart forklares.

Phthalater

Graden af udvaskning varierer meget mellem stoffer og mellem tekstiler. Den største udvaskning er af DEHP fra tekstil nr. 22, der er af polyester og har PVC-tryk, mens den mindste udvaskning er af samme stof fra tekstil nr. 1, som er af bomuld og ligeledes med PVC-tryk. Forskellen i udvaskning fra tekstil nr. 1 og 22 skyldes formodentlig, at DEHP i tekstil nr. 22 er anvendt som carrier og derfor findes i tekstilet, mens det i tekstil nr. 1 er anvendt som blødgører i PVC-trykket, hvor det er indkapslet og fast bundet.

Kvaternære ammoniumforbindelser

De kvaternære ammoniumforbindelser, der blev fundet i tekstil nr. 9 og 19, kunne ikke konstateres i det tilsvarende vaskevand. Dette kan skyldes, at de på grund af deres kationiske karakter er stærkt bundet til tekstilfibrene (negative ladninger på bomuldsfibre) og derfor ikke frigives i det alkaliske vaskevand under husholdningsvask.

Tabel 6.2

Blødgørere og fikseringsmidler i tekstiler og vaskevand (mg/kg tekstil prøve)

Stof	Tekstilprøvenr.			
	1	7	8	22
Dibutylphthalat i tekstil	7	i.a.	i.a.	13
Dibutylphthalat udvasket	0,71 (10%)	0,52	0,44	1,1 (9%)
Butylbenzylphthalat i tekstil	340	i.a.	i.a.	<0,2
Butylbenzylphthalat udvasket	0,45 (0,1%)	0,040	0,064	i.a.
DEHP i tekstil	1.000	i.a.	i.a.	4
DEHP udvasket	0,17 (0,02%)	2,3	0,080	3,2 (80%)

i.a. ikke analyseret for pågældende stof

Nonylphenoethoxylater (NPEO)

6.4.3 Nonylphenoethoxylater

Der blev analyseret for mono- (1EO), di- (2EO) og tri- (3EO) nonylphenoethoxylater (NPEO) samt langkædede (> 3EO) nonylphenoethoxylater i vaskevandet fra vask af tekstil nr. 2, 11 og 22. Der blev udvasket fra under 1% til over 100%, se tabel 6.3.

Der blev udvasket langt de største mængder kortkædede nonylphenoethoxylater (mg/kg tekstil) fra tekstil nr. 11, som er af bomuld. Så meget at det overstiger det målte indhold i tekstilet mange gange, svarende til op til 900% udvaskning. Nonylphenoethoxylat kan anvendes til tekstilvask, og det er formodentlig som en rest fra vask i produktionsprocessen (måske sidste vask), at det forekommer i bomuldstekstilet. Ved udvaskningsforsøget er det muligt at en del af de tilstedeværende langkædede NPEO'er er blevet omdannet til kortkædede, og det kunne forklare den store mængde kortkædede, der er udvasket fra tekstil nr. 11. I de to andre tekstiler, der begge er helt eller delvist af polyester, er NPEO formodentlig blevet brugt som dispergeringsmiddel ved farvning med dispersions-

farvestoffer. Det er tidligere i forarbejdningsprocessen (eventuelt længe før sidste vask), hvilket kan have medført, at en del er blevet vasket ud under den efterfølgende forarbejdningsproces og, at en eventuel omdannelse af langkædede til kortkædede NPEO'er er foregået før tekstilanalysen og udvaskningsforsøget.

Det skal bemærkes, at NPEO ikke forekommer i det vaskemiddel, der er anvendt til vaskeforsøget (se bilag 4).

Tabel 6.3

Nonylphenoethoxylater (NPEO) i tekstiler og vaskevand (mg/kg tekstilprøve)

Stof	Tekstilprøvenr.		
	2	11	22
NPEO (1EO) i tekstil	8	8	< 8
NPEO (1EO) udvasket	1,4 (17%)	24 (300%)	i.a.
NPEO (2EO) i tekstil	17	47	11
NPEO (2EO) udvasket	4,3 (25%)	240 (500%)	3,8 (35%)
NPEO (3EO) i tekstil	9	30	15
NPEO (3EO) udvasket	4,4 (49%)	270 (900%)	<0,16 (21%)
NPEO (>3EO) i tekstil	i.a.	i.a.	i.a.
NPEO (>3EO) udvasket	8,8	52	31

i.a. ikke analyseret for pågældende stof

6.4.4 Carriers

Der blev fundet flere carriers i vaskevandet fra polyestertekstiler, men for de flestes vedkommende kun i koncentrationer der svarer til en lille udvaskning, se tabel 6.4. Phthalaterne udvaskes dog i højere grad, op til 43% fra et polyester/uld tekstil. Forskellen i udvaskning kan forklares ved, at de chlorerede carriers generelt er temmelig hydrofobe (f.eks. 1,2,4-trichlorbenzen $\log K_{ow} = 4$ (Schwartzbach *et al.*, 1993)), mens phthalaterne er noget mindre hydrofobe (dimethylphthalat $\log K_{ow} = 1,53$ (Schwartzbach *et al.*, 1993)).

Phthalater

Chlorerede carriers

Tabel 6.4*Carriers i tekstiler og vaskevand (mg/kg tekstilprøve)*

Stof	Tekstilprøvenr.			
	2	10	21	22
Tetrachlorethylen i tekstil	<1	55	<1	<1
Tetrachlorethylen udvasket	i.a.	0,016 (0,03%)	i.a.	i.a.
1,2,3-trichlorbenzen i tekstil	0,5	<0,1	<0,1	<0,1
1,2,3-trichlorbenzen udvasket	<0,004	i.a.	i.a.	i.a.
1,2,4-trichlorbenzen i tekstil	1,2	<0,1	<0,1	<0,1
1,2,4-trichlorbenzen udvasket	<0,004	i.a.	i.a.	i.a.
1,2,4-trimethylbenzen i tekstil	<0,5	<0,5	<0,5	42
1,2,4-trimethylbenzen udvasket	i.a.	i.a.	i.a.	0,010 (0,02%)
2-methylnaphthalen i tekstil	<0,2	<0,2	0,3	<0,2
2-methylnaphthalen udvasket	i.a.	i.a.	<0,008	i.a.
Biphenyl i tekstil	<0,1	0,8	0,2	<0,1
Biphenyl udvasket	i.a.	0,002 (0,3%)	0,0008 (0,4%)	i.a.
Dimethylphthalat i tekstil	0,3	<0,1	<0,1	0,4
Dimethylphthalat udvasket	0,13 (43%)	i.a.	i.a.	<0,008
Diethylphthalat i tekstil	<0,5	<0,5	<0,5	2,3
Diethylphthalat udvasket	i.a.	i.a.	i.a.	0,037 (1,6%)
C ₃ -alkylbenzener (inkl. trimethylbenzen) i tekstil	<20	<20	<20	110
C ₃ -alkylbenzener udvasket	i.a.	i.a.	i.a.	<0,016
C ₄ -alkylbenzener i tekstil	<20	<20	<20	70
C ₄ -alkylbenzener udvasket	i.a.	i.a.	i.a.	<0,016

i.a. ikke analyseret for pågældende stof

6.4.5 Farvestoffer

Ingen af de 12-14 farvestoffer, der blev udvalgt og analyseret for i tekstilprøverne, blev fundet. Der er derfor ikke analyseret for specifikke farvestoffer i vaskevandsprøverne. For azo-farvestoffer er der imidlertid den mulighed at spalte farvestofferne, hvorved der fremkommer arylaminer, som der kan analyseres for. Mange af vaskeprøverne var tydeligvis kraftigt farvede (se figur 6.1), og tre prøver (nr. 13, 14 og 21) blev udvalgt til spaltning og analyse for arylaminer. Reduktionsmetoden er beskrevet i bilag 4.

Reducerede vaskevandsprøver

I ingen af de tre reducerede vaskevandsprøver blev der fundet arylaminer, udover hvad der var før reduktionen. Det betyder, at der enten ikke har været azo-farvestoffer til stede, eller at reduktionen ikke har kunnet spalte azo-farvestofferne til arylaminer i en grad, så koncentrationen af de fraspaltede arylaminer overstiger detektionsgrænsen. Førstnævnte er

ikke særligt sandsynligt, da tekstil nr. 21 er gult (typisk en azo-farve), og da der både ved analyse af tekstil nr. 21 og 14 samt tilsvarende vaskevand (se afsnit 6.4.6) blev fundet arylaminer, som tyder på tilstedeværelse af azo-farvestoffer. Det mest sandsynlige er derfor, at de farver, der tydeligt ses i vaskevandet, nok i større eller mindre omfang skyldes azo-farvestoffer, men at koncentrationen har været for lille til, at koncentrationen af de fraspaltede arylaminer oversteg detektionsgrænsen ved den anvendte reduktionsmetode. Den anvendte reduktionsmetode er sandsynligvis for svag til at fraspalte et bredt spektrum af azo-farvestoffer i væsentligt omfang. Hvis reduktionen i stedet foregår i stærkt basisk miljø, er fraspaltningen betydeligt mere effektiv (Schneider, 1997).

Detektionsgrænsen for arylaminer i de tre reducerede vaskevandsprøver er 5-100 µg/l, hvilket svarer til ca. 7-500 µg/l farvestof (hvis arylaminen udgør 20-75 vægtprocent af farvestoffet). Mange farvestoffer vil let kunne ses i vand ved koncentrationer under 1 mg/l (Clarke & Anliker, 1980). Som det fremgår af figur 6.1, er flere vaskevandsprøver meget kraftigt farvet. Tages det udgangspunkt, som angivet i tabel 3.4 (kapitel 3), at farvede tekstiler kan indeholde 500-30.000 mg/kg tekstil, vil der, for at opnå en koncentration i vaskeluden (flotteforhold 1:4) på 1 mg/l, kun skulle afgives 0,1% til 8% af det tilstedeværende farvestof i tekstilet. Det kan derfor ikke udelukkes, at vaskeluden fra vask af flere af de undersøgte tekstiler indeholder op til eller over 1 mg farvestof pr. liter vaskelud.

6.4.6 Supplerende organiske stoffer

Arylaminer

Der blev fundet arylaminer i vaskevandet fra de fleste af de tekstiler, der ifølge tekstilprøveanalyserne har det største indhold, se tabel 6.5. De to arylaminer, der er mistænkt for at være kræftfremkaldende (dvs. 6-methyl-3-nitroanilin og p-chloranilin), og som blev fundet i tekstil nr. 5 og 6, blev også konstateret i vaskevandet. Udvaskningen af de i vaskevandet fundne arylaminer varierede fra 0 til 62%. Af de enkelte substituerede aniliner lader specielt 6-methyl-3-nitroanilin til at være let udvaskbar.

Tabel 6.5
Arylaminer i tekstiler og vaskevand (mg/kg tekstilprøve)

Stof	Tekstilprøvenr.										
	2	3	5	6	12	14	19	20	21	22	23
2,6-dichlor-4-nitroanilin i tekstil					9			4			2
2,6-dichlor-4-nitroanilin udvasket					<0,008			<0,008			<0,008
2-brom-6-chlor-4-nitroanilin i tekstil	13										
2-brom-6-chlor-4-nitroanilin udvasket	0,35 (2,6%)										
2-chlor-4-nitroanilin i tekstil		2				0,5	1	3	2		
2-chlor-4-nitroanilin udvasket		0,31 (16%)				<0,008	<0,008	<0,008	<0,008		
2-cyano-4-nitroanilin i tekstil		3									
2-cyano-4-nitroanilin udvasket		<0,008									
4-chlor-2-nitroanilin i tekstil									13		
4-chlor-2-nitroanilin udvasket									<0,008		
4-methyl-3-nitroanilin i tekstil			6	1-2							
4-methyl-3-nitroanilin udvasket			0,16 (2,6%)	0,10 (6,9%)							
6-brom-2,4-dinitroanilin i tekstil	68				18			3			
6-brom-2,4-dinitroanilin udvasket	0,33 (0,4%)				<0,008			<0,008			
6-chlor-2,4-dinitroanilin i tekstil	3				5						
6-chlor-2,4-dinitroanilin udvasket	<0,008				<0,008						
6-methyl-3-nitroanilin i tekstil*			64	7							
6-methyl-3-nitroanilin udvasket			9,6 (15%)	2,9 (41%)							
m-nitroanilin i tekstil										3	
m-nitroanilin udvasket										<0,008	
p-chloranilin i tekstil*			18	4							
p-chloranilin udvasket			0,65 (3,6%)	0,15 (3,8%)							
p-nitroanilin i tekstil									64	110	1
p-nitroanilin udvasket									0,55 (0,8%)	0,71 (0,6%)	<0,008
Diphenylamin i tekstil						36					
Diphenylamin udvasket						22 (62%)					
Methyldiphenylamin i tekstil						2					
Methyldiphenylamin udvasket						0,96 (48%)					

De angivne substituerede aniliner er de mest sandsynlige ud fra massespektra.

* : På den tyske liste over forbudte arylaminer (Fünfte Verordnung, 1997).

Hvis der under indhold i tekstil ikke er angivet nogen værdi, betyder det, at koncentrationen af det pågældende stof har været under detektionsgrænsen (0,8 mg/kg tekstil) i pågældende tekstil, og hvis der under udvasket ikke er angivet nogen værdi, betyder det, at der ikke er analyseret for pågældende stof.

Substituerede toluener

Der blev konstateret en meget lille udvaskning (< 0,5%) af de substituerede toluener 2,4-toluendiisocyanat og p-nitrotoluen fra de tekstiler, hvor de blev fundet, se tabel 6.6. For 2,4-toluendiisocyanats vedkommende forekommer det i et polyurethantekstil, hvor det muligvis er indlejret, men derudover reagerer det med vand (Budavari *et al.*, 1996) og vil såle-

des ikke være at finde i vandfasen i længere tid, selvom det måtte være udvasket. p-nitrotoluen, der formodentlig forekommer som en urenhed (se kaptiel 5) er forholdsvis hydrofob ($\log K_{ow} = 2,37$ (Syracuse log P database, 1999)), og det kan forklare den ringe udvaskning.

Tabel 6.6

Substituerede toluener i tekstiler og vaskevand (mg/kg tekstilprøve)

Stof	Tekstilprøvenr.			
	5	6	12	22
2,4-toluendiisocyanat (2,4-TDI) i tekstil	<1	<1	48	1
2,4-toluendiisocyanat (2,4-TDI) udvasket	i.a.	i.a.	0,16 (0,3%)	<0,016
p-nitrotoluen i tekstil	6	1	<1	<1
p-nitrotoluen udvasket	0,016 (0,3%)	<0,008	i.a.	i.a.

i.a. ikke analyseret for pågældende stof

Benzensulfonamider

For benzensulfonamiderne gælder det, at de ifølge analyserne i høj grad blev udvasket. At den udvaskede mængde tilsyneladende overstiger indholdet, kan skyldes inhomogenitet i tekstilprøverne eller at benzensulfonamiderne ved hydrolyse fraspaltes fra f.eks. farvestoffer under vasken, se tabel 6.7.

Tabel 6.7

Benzensulfonamider i tekstiler og vaskevand (mg/kg tekstilprøve)

Stof	Tekstilprøvenr.			
	3	10	13	14
N-butylbensensulfonamid i tekstil	2	2	27	5
N-butylbensensulfonamid udvasket	0,96 (48%)	1,4 (68%)	55 (200%)	2,6 (51%)
N-ethyltoluensulfonamid i tekstil	<2	<2	<2	4
N-ethyltoluensulfonamid udvasket	i.a.	i.a.	i.a.	7,5 (190%)
N-methyltoluensulfonamid i tekstil	<2	<2	2	<2
N-methyltoluensulfonamid udvasket	i.a.	i.a.	3,1 (160%)	i.a.

i.a. ikke analyseret for pågældende stof

Polycykliske forbindelser

Som det fremgår af tabel 6.8, blev der kun konstateret udvaskning af acridin (8%) og isoquinolin (2,4%) i henholdsvis tekstil nr. 14 og 20.

Tabel 6.8*Polycycliske forbindelser i tekstiler og vaskevand (mg/kg tekstilprøve)*

Stof	Tekstilprøvenr.			
	14	20	22	23
Acridin i tekstil	5	<0,5	<0,5	<0,5
Acridin udvasket	0,41 (8%)	i.a.	i.a.	i.a.
Isoquinolin i tekstil	<0,5	0,9	<0,5	0,5
Isoquinolin udvasket	i.a.	0,024 (2,4%)	i.a.	<0,008
Indan i tekstil	<0,5	<0,5	6	<0,5
Indan udvasket	i.a.	i.a.	<0,004	i.a.
Methylindan i tekstil	<0,5	<0,5	2	<0,5
Methylindan udvasket	i.a.	i.a.	<0,004	i.a.

i.a. ikke analyseret for pågældende stof

Substituerede benzener

Ingen af de substituerede benzener, der blev fundet i tekstilerne 2, 14 og 22, blev udvasket fra de pågældende tekstiler i mængder, som oversteg detektionsgrænsen. Dette skyldes formodentlig de lave mængder i tekstilerne kombineret med, at stofferne er lettere hydrofobe og derfor bliver i eller ved fiberen under vask.

Tabel 6.9*Substituerede benzener i tekstiler og vaskevand (mg/kg tekstilprøve)*

Stof	Tekstilprøvenr.		
	2	14	22
(1-chlor-1-methylundecyl)benzen i tekstil	<1	1	<1
(1-chlor-1-methylundecyl)benzen udvasket	i.a.	<0,008	i.a.
(1-chlordodecyl)benzen i tekstil	<1	1	<1
(1-chlordodecyl)benzen udvasket	i.a.	<0,008	i.a.
3,5-dinitrobrombenzen i tekstil	2	<1	<1
3,5-dinitrobrombenzen udvasket	<0,008	i.a.	i.a.
Nitrobenzen i tekstil	<1	<1	2
Nitrobenzen udvasket	i.a.	i.a.	<0,008

i.a. ikke analyseret for pågældende stof

6.4.7 Metaller

Vaskevandsprøver fra vask af 17 tekstiler (dvs. alle på nær nr. 5, 7, 11, 20 og 23) blev analyseret for relevante metaller. At de nævnte fem vaskevandsprøver er fravalgt, skyldes relativt lavt indhold af metaller i de tilsvarende tekstiler. Hvilke vaskevandsprøver, der er analyseret for hvilke kemikalier, fremgår af bilag 4.

Vaskevandet fra 17 tekstilprøver, heriblandt 10 af de 11 prøver hvor cobaltindholdet i tekstilet var over detektionsgrænsen, blev analyseret for cobalt. Kun for tekstilerne 13 og 14, der har et højt indhold af cobalt, var der en målelig udvaskning (ca. 4%). Der kan meget vel være samme forholdsmæssige udvaskning fra de resterende 9 tekstiler, men den lave koncentration i tekstilerne betyder, at koncentrationen i vaskevandet ikke overstiger detektionsgrænsen, selvom der udvaskes 4%. I tekstil nr. 14 antages det, at cobalt forekommer som komponent i en farve (se kapitel 5), mens det formodentligt forekommer som urenhed i tekstil nr. 13. At udvaskningen er af samme størrelsesorden er formodentlig tilfældigt, da tekstil nr. 13 er trykt og ikke kan sammenlignes med tekstil nr. 14, der er farvet.

Chrom

Vaskevandet fra 17 tekstiler blev analyseret for chrom. Analyserne viste, at chrom var tilstede i koncentrationer over detektionsgrænsen i 14 af vaskeprøverne. Der blev fundet chrom i små koncentrationer i enkelte vaskeprøver fra tekstiler, hvori der ikke blev fundet chrom ved tekstilanalyserne. Der blev hverken fundet chrom i blindprøverne eller i vaskemidlet, der blev anvendt i vaskeforsøget, og resultaterne tyder således på en vis usikkerhed i analyserne.

Udvaskningen vurderes at være ca. 2%, idet det var tilfældet for de tekstiler med den største koncentration, hvor usikkerheden antages at være af mindst betydning.

Kobber

17 vaskeprøver blev analyseret for kobber, og der blev fundet kobber i dem alle. Når der tages hensyn til, at der blev fundet kobber i blindprøverne, kan fundet af kobber imidlertid kun henføres til tekstilindholdet i ca. 8 af tilfældene (ca. dobbelt så stort eller større indhold end gennemsnittet af blindværdierne). Udvaskningen fra tekstilerne med det største kobberindhold var fra mindre end 1% til 4%. Den forholdsvis lille udvaskning skyldes formodentlig, at kobberet indgår som en komponent i en farve, og således er bundet til fiberen sammen med farven.

Kviksølv

Der blev ikke fundet kviksølv i vaskevandet fra nogen af tekstilerne. Dette skyldes formodentlig, at indholdet i de tre tekstiler, hvori kviksølv vides at være til stede, er meget lavt. Der skal udvaskes mere end 8%, for at koncentrationen i vaskevandet overstiger detektionsgrænsen, hvilket ikke var tilfældet.

Nikkel

Der blev fundet nikkel i vaskevandet fra to (nr. 6 og 10) af de 17 tekstiler, hvis vaskevand blev analyseret. Udvaskningsprocenten skal imidlertid være over ca. 60% for de fleste af de 7 tekstiler, hvori nikkel blev fundet, førend koncentrationen i vaskevandet overstiger detektionsgrænsen. For tekstil nr. 6 var koncentrationen i vaskevandet højere, end det skulle være muligt vurderet ud fra tekstilets indhold (300% udvasket), hvilket formodentlig skyldes, at tekstilprøverne brugt til vask og til tekstilanalyse ikke har været helt ens. Der blev hverken fundet nikkel i vaskemidlet eller blindprøverne.

Arsen

Vaskevandet fra de 6 tekstiler, hvor tekstilanalyserne viste et indhold af arsen, blev analyseret. Der blev fundet arsen i alle vaskevandsprøverne, men i alle tilfælde var koncentrationerne sammenlignelige med koncen-

trationen fundet i blindprøverne, dvs. mindre end det dobbelte af blindprøvernes gennemsnit. Udvaskningen af arsen fra tekstiler med arsenindhold er således begrænset. Prøverne med det højeste arsenindhold er af uld/polyester og polyurethan, og det er muligt, at arsen er fysisk indlejret i disse materialer og derfor ikke udvaskes.

Cadmium

Der blev fundet cadmium i samtlige 17 analyserede vaskeprøver, men i 3 af vaskevandsprøverne oversteg koncentrationen ikke det dobbelte af gennemsnitskoncentrationen fundet i blindprøverne.

Vurderet ud fra udvaskningen fra det tekstil med det største cadmiumindhold (PVC-tryk) er udvaskningsgraden ca. 2%, men her er cadmium formodentligt indlejret i PVC-trykket og derfor godt bundet. Fra tekstil nr. 13, der er en trykt viskosebluse, er udvaskningen ca. 60%, og i de resterende tekstiler ligger udvaskningen mellem 0 og mere end 100%. Sidstnævnte må igen forklares ved inhomogene tekstilprøver.

Bly

I 9 af de 17 analyserede vaskevandsprøver var koncentrationen større end det dobbelte af den højeste blindprøvekoncentration, men der blev fundet bly i alle prøverne. Udvaskningsgraden fra det tekstil med det største indhold (nr. 1) er lille, mindre end 1%, mens den er stor for det tekstil med det næststørste indhold (nr. 13), mere end 100%. Dette kan skyldes, at tekstil nr. 1 har et PVC-tryk, som muligvis indkapsler blyet bedre end det almindelige tekstilstryk på tekstil nr 13.

Tin

I 10 af tekstilerne oversteg koncentrationen af tin i vaskevandet det dobbelte af gennemsnitskoncentrationen i blindprøverne. Udvaskningen fra tekstil nr. 12, der havde det største indhold, var ca. 38%. For de resterende tekstiler varierede udvaskningsgraden mellem 1 og 55%. Også for tin gør det sig gældende, at når det er inkapslet i et PVC-tryk, udvaskes kun lidt (1%), mens andre anvendelser af tin leder til større udvaskning.

Zink

Zink blev fundet i samtlige 17 undersøgte vaskevandsprøver, og i alle tilfældene undtagen ét var koncentrationen større end det dobbelte af gennemsnittet af blindprøverne. Udvaskningen var mellem 11 og 100%, men ca. 60% i gennemsnit for de 7 prøver med den største koncentration i vaskevandet. Den store udvaskning af zink stemmer med, at zinken har været brugt i efterbehandling af tekstilet, f.eks. krølægthsbehandling.

Barium

Barium blev fundet i 5 (nr. 12, 13, 15, 17 og 53) af de 6 vaskevandsprøver, der blev analyseret, men da kun to af tekstilerne var blevet analyseret for bariumindhold, var der kun et enkelt tekstil (nr. 13), hvor barium blev fundet både i tekstilet og i vaskevandet. Her var udvaskningen 65%, hvilket tyder på, at det er let bundet.

6.5 Opsummering

Der er udført vaskeforsøg (simuleret husholdningdvask) på alle 22 indkøbte og analyserede tekstiler. Vaskevandet blev analyseret for de stoffer, der blev fundet i tekstilerne samt langkædede nonylphenoethoxylater (tre prøver) og arylaminer fremkommet ved reduktiv spaltning af azo-farvestoffer (også tre prøver). Der blev i vaskevandet fundet naphthalen, nikotin, nonylphenoethoxylater, tetrachlorethylen, trimethylbenzen, bi-

phenyl, 9 arylaminer, (heriblandt to der optræder på den tyske forbudsliste), substituerede toluener, benzensulfonamider, acridin, isoquinolin samt metallerne cobalt, chrom, kobber, nikkel, cadmium, bly, tin, zink og barium. Udvaskningsprocenten spænder fra under 1 promille til over hundrede procent. Sidstnævnte skyldes sandsynligvis, at visse stoffer (f.eks. kortkædede nonylphenoethoxylater) dannes under vaskeprocessen eller for metallernes vedkommende inhomogenitet i prøverne. Mindst udvaskning blev fundet for bl.a. chlorerede carriers og substituerede toluener, mens bl.a. visse phthalater, visse tungmetaller og benzensulfonamider lå i den høje ende. Selvom de tre vaskeprøver, der blev analyseret for reductivt fraspaltede arylaminer, var kraftigt farvede, kunne der ikke konstateres indhold af reductivt fraspaltede arylaminer.

7 Miljø- og sundhedsvurdering af tekstilkemikalier i brugsfasen

I dette kapitel er der udført en begrænset miljørisikovurdering, med hensyn til afledning med spildevand, af de kemikalier, der er fundet i vaskevandsprøverne. Tilsvarende er der, med hensyn til eksponering under brug og detailsalg, udført en begrænset sundhedsvurdering af de kemikalier, der blev fundet i tekstilerne. Ved både miljø- og sundhedsvurderingerne er principperne i Europakommissionens Vejledning i risikovurdering (EC, 1996) fulgt. Der er dog ikke ved sundhedsvurderingen foretaget en gennemgribende effektvurdering, men kun en overordnet screening. På denne baggrund udpeger vi hvilke kemikalier, vi vurderer udgør en miljø- og/eller sundhedsmæssig risiko i den nævnte sammenhæng.

7.1 Miljøvurdering med hensyn til afledning af tekstilkemikalier med spildevand

De stoffer, der er mest problematiske for vandmiljøet i den konkrete sammenhæng, er at finde blandt de A-stoffer, der blev konstateret i vaskevandet. Hertil kommer visse af de stoffer, der uventet blev konstateret, samt de stoffer, som vi med sikkerhed ved, er tilstede, dvs. farvestoffer.

Ved forsøgene med simuleret husholdningsvask blev der udført et skyl efter vask, og vaskelud og skyllevand blev efterfølgende blandet og analyseret. Dette blev dels gjort af forsøgs- og analysetekniske grunde (størrelse på vaskekar kombineret med krav om tilstrækkelig prøvemængde) dels for at få skyllet vaskevandet ud af tekstilet og over i prøven. Ved normal husholdningsvask slynger vaskemaskinen vaskeluden ud af tøjet inden skyl. Det er derfor nedenstående antaget, at hele den målte mængde udvasket kemikalie ender i vaskeluden.

Generel metodik

Den generelle metodik, der som udgangspunkt er anvendt ved nedenstående miljørisikovurderinger af emission af tekstilkemikalier til vandmiljøet via offentligt renseanlæg, kan desuden beskrives ved følgende antagelser:

- koncentrationen i vaskeluden er den maksimalt målte
- der forekommer ingen fortynding inden renseanlæg
- der afledes til renseanlæg med biologisk trin
- initialfortyndingen i recipienten er 20 gange

PEC-værdi

Hvad angår førstnævnte antagelse, inddrages det forhold, at vask af tekstiler typisk foregår på en blanding af flere forskellige tekstiler, hvorved den maksimale koncentration typisk vil være urealistisk høj. Den anden og den sidste antagelse er begge baseret på anbefalinger i Miljøstyrelsens Spildevandsvejledning (Miljøstyrelsen, 1994; VKI, 1997), og den tredje antagelse er typisk gældende i Danmark. I øvrigt anvendes principperne i Europakommissionens ”Vejledning i risikovurdering” (EC, 1996) ved beregning af PEC-værdien (Predicted Environmental Concentration), dvs. den forventede koncentration af stoffet i recipienten (f.eks. vandløbet) umiddelbart efter, at det er udledt. Denne beregning omfatter en modelberegning af stoffets skæbne i renseanlæg baseret på dets iboende egenskaber vedrørende nedbrydning (let, inherent eller persistent), evne til at adsorbere til slam ($\log K_{ow}$ (octanol/vand fordelingskvotient)) og evne til at fordampe fra vand (Henrys lovkonstant).

PNEC-værdi

Europakommissionens ”Vejledning i risikovurdering” (EC, 1996) er ligeledes brugt ved estimering af PNEC-værdien (Predicted No Effect Concentration), dvs. den maksimale koncentration af stoffet, hvor der lige netop ikke forventes akutte eller kroniske effekter på vandlevende organismer. I de tilfælde, hvor der foreligger et vandkvalitetskriterium (officielt dansk), er det brugt i stedet for en PNEC-værdi eller inddraget ved estimeringen af PNEC-værdien. Ved at sammenligne PEC-værdien med PNEC-værdien (PEC/PNEC-forholdet) er risikoen for miljøeffekter i recipienten vurderet for hvert enkelt stof ved det opstillede scenarium for husholdningsvask.

De enkelte stoffer er nedenstående vurderet funktionsgruppevis.

7.1.1 Miljøvurdering af biocider

I 11 af de 17 analyserede tekstiler fandt vi relativt små mængder af naphthalen, nikotin, o-chlorphenol og 2,4-dichlorbenzylalkohol, der alle muligvis har biocidfunktion. Mellem 2% og 62% af nikotinen og 1% af naphthalenen blev under den simulerede husholdningsvask udvasket, mens de to øvrige biocider ikke blev fundet i vaskevandet.

Naphthalen

Naphthalen (CAS nr. 91-20-3) er et ikke let nedbrydeligt (men inherent nedbrydeligt), potentielt bioakkumulerbart stof (MITI, 1992; IUCLID, 1996). Det må betragtes som meget giftigt, idet der ved akutte test over for vandlevende organismer er påvist EC_{50} -værdier på ned til og under 1.000 $\mu\text{g/l}$ (IUCLID, 1996). I kroniske test er der påvist effekter ned til 10 $\mu\text{g/l}$ ((NOEC (No Observed Effect Concentration), forplantning) Verschueren, 1997). Stoffet har en vandopløselighed på omkring 3.100 $\mu\text{g/l}$ og en Henrys lovkonstant på 43 $\text{Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$ (Mackay & Shiu, 1981).

Vandkvalitetskriteriet for naphthalen er i Miljøstyrelsens ”Bekendtgørelse om kvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af visse farlige stoffer til vandløb, søer eller havet” (Miljøstyrelsen, 1996) fastsat til 1 $\mu\text{g/l}$. På baggrund af værdien for Henrys lovkonstant må der forventes en væsentlig fordampning. Da stoffet desuden er inherent nedbrydeligt og har en $\log K_{ow}$ på 3,2, kan det ifølge Europakommissionens Vejledning i risikovurdering (EC, 1996) forventes, at omkring 10% nedbry-

des i renseanlæg, ca. 15% ender i slammet, og omkring 33% ender i vandmiljøet, mens resten fordamper.

Naphthalen er i nærværende sammenhæng kun påvist i et enkelt tekstil i en koncentration på 0,9 mg/kg, og kun 1% af denne mængde blev udvasket ved den simulerede husholdningsvask. Hvis det konservativt antages, at der i en husholdningsvask med et flotteforhold på 1:4 kun vaskes tekstiler med det nævnte indhold, og at 1% naphthalen udvaskes, vil der i vaskeluden (spildevandet) være op til 2 µg/l. Af denne mængde vil kun de nævnte 33% nå vandmiljøet (recipienten) efter renseanlægget. Anvendes initialfortyndingsfaktoren på 20, som er anbefalet i Miljøstyrelsens Spildevandsvejledning (Miljøstyrelsen, 1994; VKI, 1997), vil der i den modtagende recipient (f.eks. fjord) kunne optræde en koncentration på 0,04 µg/l. Denne værdi er væsentligt lavere end det ovennævnte vandkvalitetskriterium på 1 µg/l. Under realistiske forhold vil koncentrationen af naphthalen i spildevandet sandsynligvis være endnu lavere end det ovenfor beregnede, fordi husholdningsvask normalt foretages på en blanding af flere tekstiler. Hertil kommer, at forhold omkring især fordampning før renseanlæg ikke er inddraget i vurderingen. Dog kan det ikke udelukkes, at der under specielle forhold vil kunne optræde koncentrationer i recipienten, der er over vandkvalitetskriteriet. Hvis det f.eks. drejer sig om direkte udledninger (udenom renseanlæg til vandløb med lille vandføring) i f.eks. sommerhusområder, vil der teoretisk set kunne optræde koncentrationer på omkring 2 µg/l eller højere, hvis der udvaskes mere end de målte 1%. På baggrund af ovenstående betragtes den konstaterede mængde naphthalen dog ikke som et væsentligt miljømæssigt problem i nærværende sammenhæng.

Nikotin

Det har ikke været muligt at finde data fra nedbrydningstest på nikotin (CAS nr. 54-11-5 og 65-30-5). Modelberegninger (QSARs) (EPIWIN, 1994/95) viser, at stoffet nedbrydes langsomt og derfor konservativt vurderet er ikke inherent nedbrydeligt. Henrys lovkonstant er beregnet til 0,0003 Pa · m³/mol (EPIWIN, 1994/95), og der er målt en log K_{ow}-værdi på 1,17 (EPIWIN, 1994/95), hvilket indikerer, at dette meget vandopløselige stof ikke bioakkumuleres. Nikotin må betragtes som meget giftigt, idet der ved akutte test over for vandlevende organismer (dafnier) er påvist EC₅₀-værdier på ned til 40 µg/l (Verschueren, 1997). I kroniske test på dafnier (16 døgn, mortalitet) er der påvist effekter ned til 20 µg/l (AQUIRE, 1999).

Der er ikke opstillet noget vandkvalitetskriterium for nikotin. Vurderet på baggrund af resultater fra akutte test på dafnier og fisk (AQUIRE, 1999; IUCLID, 1996; Verschueren, 1997) udviser nikotin en lidt større giftighed over for vandlevende organismer end naphthalen. Et vandkvalitetskriterium for nikotin vil derfor formodentlig ligge omkring 0,1-1 µg/l. En umiddelbar beregning af PNEC (Predicted No Effect Concentration), på grundlag af principperne beskrevet i Europakommissionens Vejledning i risikovurdering (EC, 1996) og data fra ovennævnte kilder, giver et resultat på nogenlunde samme niveau. PNEC vil typisk være identisk med vandkvalitetskriteriet.

På baggrund af værdien for Henrys lovkonstant vil fordampningen af nikotin fra vand være ubetydelig. Da stoffet desuden konservativt vurde-

ret er ikke inherent nedbrydeligt og har en log K_{ow} på 1,17, kan det ifølge Europakommissionens Vejledning i risikovurdering (EC, 1996) forventes, at omkring 100% ender i vandmiljøet.

Nikotin er i nærværende sammenhæng påvist i syv tekstiler i koncentrationer på 0,5-16 mg/kg, og mellem 2% og 62% af denne mængde blev udvasket ved den simulerede husholdningsvask. Hvis det antages konservativt, at der i en husholdningsvask med et flotteforhold på 1:4 kun vaskes tekstiler med det højeste målte indhold (16 mg/kg), og at 62% af denne mængde udvaskes, vil der i vaskeluden (spildevandet) være op til 2.500 µg/l. Hele denne mængde vil nå vandmiljøet (recipienten) efter renselanlægget. Anvendes initialfortyndingsfaktoren på 20, som er anbefalet i Miljøstyrelsens Spildevandsvejledning (Miljøstyrelsen, 1994; VKI, 1997), vil der i recipienten (f.eks. fjord) umiddelbart efter initialfortynding kunne optræde en koncentration på 120 µg/l. Denne værdi er væsentlig højere (en faktor 100-1.000) end den ovenfor estimerede PNEC værdi på 0,1-1 µg/l.

Nikotin er fundet i næsten halvdelen (8 ud af 17) af de tekstiler, der blev analyseret for stoffet, så selvom koncentrationen af nikotin i spildevandet under realistiske forhold sandsynligvis vil være noget lavere end det ovenfor beregnede, fordi husholdningsvask normalt foretages på en blanding af flere tekstiler, vurderes det ikke sandsynligt, at koncentrationen i praksis vil være en faktor 100-1.000 lavere. På baggrund af ovenstående kan det derfor ikke udelukkes, at udvaskning under husholdningsvask af de fundne mængder nikotin vil kunne give miljøeffekter i recipienten. Nikotin må derfor betragtes som et muligt miljømæssigt problem i nærværende sammenhæng.

7.1.2 Miljøvurdering af blødgørere og fikseringsmidler

Af de blødgørere og fikseringsmidler, der blev fundet i tekstilerne, blev alle phthalater og nonylphenoethoxylater konstateret i det tilsvarende vaskevand. Phthalaterne dibutylphthalat (DBP), butylbenzylphthalat (BBP) og diethylhexylphthalat (DEHP) blev udvasket i mængder svarende til henholdsvis 9-10%, 0,1% og 0,02-80% af indholdet i tekstilerne. Både kort- og langkædede nonylphenoethoxylater blev udvasket (17-900%). Udvasningsprocenter større end 100% skyldes sandsynligvis, at der (under vaskeprocessen) er sket en omdannelse af langkædede til kortkædede nonylphenoethoxylater. Den samlede mængde udvasket nonylphenoethoxylat (både kort- og langkædede) udgør fra ca. 20 mg/kg tekstil til ca. 600 mg/kg tekstil i de tre analyserede vaskevandsprøver.

Phthalater

Alle de tre nævnte phthalater er meget giftige - på nær DEHP der må betegnes som giftig (Pedersen & Larsen, 1996) - og alle er potentielt bioakkumulerbare (Howard, 1990; AQUIRE, 1999; IUCLID, 1996; Kemikalieinspektionen, 1989), men kun DEHP er ikke let nedbrydelig (MITI, 1992; Howard, 1990; Kemikalieinspektionen, 1989). De er endvidere alle tre mistænkt for at udvise hormonlignende effekter (Petersen & Pedersen, 1998; Toppari *et al.*, 1995).

DEHP

DEHP (CAS nr. 117-81-7) kaldes bl.a. diethylhexylphthalat, bis(ethylhexyl)phthalat og bis(2-ethylhexyl)phthalat. DEHP er inherent nedbry-

deligt (IUCLID, 1996) og må som nævnt betegnes som giftigt (Pedersen & Larsen, 1996), selvom der i ét enkelt studie af akut giftighed over for dafnier er påvist en EC_{50} -værdi på 133 $\mu\text{g/l}$ (AQUIRE, 1999). I kroniske test er der påvist effekter (NOEC, mortalitet) ned til 77 $\mu\text{g/l}$ (AQUIRE, 1999). DEHP har en vandopløselighed på omkring 50 $\mu\text{g/l}$ (Pedersen & Larsen, 1996) og en Henrys lovkonstant på 1,1 $\text{Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$ (Howard, 1990).

Der er ikke endnu opstillet noget vandkvalitetskriterium for DEHP, men det diskuteres p.t. i EU, og et officielt kriterium forventes snart. I en Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen (Samsøe-Petersen & Pedersen, 1995) er der foreslået et vandkvalitetskriterium på 0,1 $\mu\text{g/l}$. En umiddelbar beregning af PNEC på grundlag af principperne beskrevet i Europakommissionens Vejledning i risikovurdering (EC, 1996) og NOEC data (AQUIRE, 1999; Verschuere, 1997) giver et resultat på omkring 0,1-1 $\mu\text{g/l}$. På baggrund af værdien for Henrys lovkonstant vil fordampningen af DEHP fra vand ikke være særligt betydende. Da stoffet desuden er inherent nedbrydeligt og har en $\log K_{ow}$ på 5,11, kan det ifølge Europakommissionens Vejledning i risikovurdering (EC, 1996) forventes, at omkring 4% nedbrydes i renseanlæg, omkring 13% udledes til vandmiljøet og ca. 83% ophobes i slammet.

DEHP er ved vaskeforsøgene konstateret i vanskevandet fra fire tekstiler i mængder op til 3,2 mg/kg, hvilket svarer til en udvaskning på 80%. Hvis det antages konservativt, at der i en husholdningsvask med et flotteforhold på 1:4 kun vaskes tekstiler, der afgiver den nævnte mængde, vil der i vaskeluden (spildevandet) være op til 800 μg DEHP pr. liter. Af denne mængde vil kun de nævnte 13% nå vandmiljøet (recipienten) efter renseanlægget. Anvendes initialfortyndingsfaktoren på 20, vil der i recipienten kunne optræde en koncentration på ca. 5 $\mu\text{g/l}$. Denne værdi er 5-50 gange højere end den beregnede PNEC værdi. DEHP er fundet i fire (ca. 25%) af de sytten tekstiler/vaskevandsprøver, der blev analyseret for stoffet, i koncentrationer, der alle enkeltstående vil overskride en PNEC værdi på 0,1 $\mu\text{g/l}$. Selvom husholdningsvask normalt foretages på en blanding af flere tekstiler, og koncentrationen af DEHP derfor sandsynligvis vil være lavere end de her målte, vurderes det ikke som usandsynligt, at der vil kunne optræde situationer, hvor PNEC-værdien overskrides ved husholdningsvask.

I bekendtgørelse om anvendelse af affaldsprodukter til jordbrugsformål, kaldet "Slambekendtgørelsen" (Miljø- og Energiministeriet, 1996) er der fastsat afskæringsværdier for visse miljøfremmede stoffer - herunder DEHP. Disse værdier angiver, hvor meget spildevandsslammet må indeholde af de pågældende miljøfremmede stoffer for at kunne anvendes til gødningsformål (spredning på landbrugsjord). Den gældende værdi for DEHP er 100 mg/kg slam (tørstof), og den ændres pr. 1. juli 2000 til 50 mg/kg. Som angivet i udkast til ny spildevandsvejledning (VKI, 1997) kan det på baggrund af afskæringsværdierne beregnes, hvor høj en koncentration af f.eks. DEHP, der kan accepteres i det indkommende spildevand (svarende til vejledende grænseværdier), uden at afskæringsværdien overskrides. Går vi ud fra, at 83% af den indkomne DEHP ender i slammet (se ovenfor), kan der beregnes en "vejledende grænseværdi" på 30 μg DEHP pr. liter spildevand (15 $\mu\text{g/l}$ efter 1. juli 2000). Ved forsøgene

med simuleret husholdningsvask blev der som nævnt målt koncentrationer svarende til op til 800 µg/l. Denne værdi er 25-50 gange højere end den beregnede "vejledende grænseværdi".

På baggrund af ovenstående vurderinger vedrørende mulighed for miljømæssige effekter i vandmiljøet og slam (jord) må DEHP betragtes som et muligt, miljømæssigt problem i nærværende sammenhæng.

Dibutylphthalat

Dibutylphthalat, DBP (CAS nr. 84-74-2) er som nævnt et let nedbrydeligt, potentielt bioakkumulerbart, meget giftigt stof. Stoffet er da også påvist bioakkumulerbart i fisk (BCF (biokoncentreringsfaktor) op til 2.125) (Petersen & Pedersen, 1998), men metaboliseres hurtigt ifølge Howard (1990). Der er for vandlevende organismer påvist EC₅₀-værdier på ned til og under 1.000 µg/l (Kemikalieinspektionen, 1989). I kroniske test er der påvist effekter (NOEC, vækst) ned til 100 µg/l (AQUIRE, 1999). Dibutylphthalat har en vandopløselighed på 11.200 µg/l og en Henrys lovkonstant på 0,05 Pa · m³/mol (Howard, 1990).

Der er ikke opstillet noget vandkvalitetskriterium for stoffet. En umiddelbar beregning af PNEC på grundlag af principperne beskrevet i Europakommissionens Vejledning i risikovurdering (EC, 1996) og NOEC-data (AQUIRE, 1999; Kemikalieinspektionen, 1989) giver et resultat på omkring 1-2 µg/l. Petersen & Pedersen (1998) foreslår en PNEC-værdi på 1 µg/l.

På baggrund af værdien for Henrys lovkonstant vil fordampningen af dibutylphthalat fra vand være af meget lille betydning. Da stoffet desuden er let nedbrydeligt og har en log K_{ow} på 4,72 (Howard, 1990), kan det ifølge Europakommissionens Vejledning i risikovurdering (EC, 1996) forventes, at omkring 29% nedbrydes i renseanlæg, omkring 7% ender i vandmiljøet og ca. 64% i slammet. Dibutylphthalat er ved vaskeforsøgene konstateret i vanskevandet fra fire tekstiler i mængder op til 1,1 mg/kg. Hvis det antages konservativt, at der i en husholdningsvask med et flottesforhold på 1:4 kun vaskes tekstiler, der afgiver den nævnte mængde, vil der i vaskeluden (spildevandet) være op til 280 µg dibutylphthalat pr. liter. Af denne mængde vil kun de nævnte 7% nå vandmiljøet (recipienten) efter renseanlægget. Anvendes initialfortyndingsfaktoren på 20, vil der kunne optræde en koncentration på ca. 1 µg/l i recipienten (f.eks. vandløb). Denne værdi ligger på niveau med den beregnede PNEC-værdi.

Dibutylphthalat er fundet i fire (ca. 25%) af de sytten tekstiler/vaskevandsprøver, der blev analyseret for stoffet, i koncentrationer der ligger mellem 0,44 mg/kg og de nævnte 1,1 mg/kg. Dette sammenholdt med, at husholdningsvask normalt foretages på en blanding af flere tekstiler (dvs. med og uden phthalat) gør, at koncentrationen typisk vil være en del lavere end den her anvendte ved miljørisikoberegningen (280 µg/l). Når det yderligere inddrages, at dibutylphthalat nedbrydes hurtigt i vandmiljøet under aerobe (ilttrige) betingelser og nedbrydes under anaerobe (iltfattige) betingelser, i f.eks. sediment/slam (Howard, 1990), vurderes de konstaterede mængder dibutylphthalat ikke som et væsentligt miljømæssigt problem i nærværende sammenhæng. Effekter i f.eks. vandløb ved direkte udledninger, som beskrevet for naphthalen, kan dog ikke udelukkes.

Butylbenzylphthalat

Butylbenzylphthalat, BBP (CAS nr. 85-68-7) er ligesom dibutylphthalat let nedbrydeligt og nedbrydes under anaerobe forhold (Howard, 1990). Stoffet er endvidere karakteriseret ved en akut og kronisk giftighed over for vandlevende organismer, der er ca. tre gange højere end dibutylphthalats (AQUIRE, 1999; IUCLID, 1996; Nikunen *et al.*, 1990). Petersen & Pedersen (1998) foreslår en PNEC-værdi på 0,1 µg/l. BBP har en vandopløselighed på 2.690 µg/l og en Henrys lovkonstant på 0,13 Pa · m³/mol samt en log K_{ow} på 4,91 (Howard, 1990). Beregnes stoffets skæbne i renseanlæg i henhold til Europakommissionens Vejledning i risikovurdering (EC, 1996), kan det i lighed med DBP's skæbne forventes, at omkring 7% ender i vandmiljøet. BBP er ved vaskeforsøgene kun konstateret i vanskevandet fra tre tekstiler i mængder svarende til fra 0,040 mg/kg til 0,45 mg/kg. To af de målte koncentrationer ligger ca. en faktor 10 under de to lavest målte koncentrationer for DBP. De konstaterede mængder BBP vurderes derfor, i lighed med mængderne af DBP, ikke som et væsentligt, miljømæssigt problem i nærværende sammenhæng.

Nonylphenoethoxylater

Nonylphenol

7.1.3 Miljøvurdering af nonylphenoethoxylater

Nonylphenoethoxylater, NPEO (CAS nr. 9016-45-9) er ikke let nedbrydelige (MITI, 1992), men nedbrydes både under aerobe og anaerobe forhold til nonylphenol (Kemikalieinspektionen, 1989; Damborg & Thygesen, 1991), der må betragtes som persistent i akvatisk miljø (Kemikalieinspektionen, 1989). Nonylphenol, NP (CAS nr. 104-40-5 og 25154-52-3) er desuden bioakkumulerbart (Kemikalieinspektionen, 1989) og meget giftigt for vandlevende organismer, idet der ved akutte test er påvist EC₅₀-værdier på ned til 130 µg/l (AQUIRE, 1999). I kroniske test er der påvist effekter (NOEC, forplantning) ned til 50 µg/l (AQUIRE, 1999), og stoffet er mistænkt for at udvise østrogenlignende effekter (Toppari *et al.*, 1995).

Der er ikke opstillet noget vandkvalitetskriterium for stoffet. I en Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen (Samsøe-Petersen & Pedersen, 1995) er der foreslået et vandkvalitetskriterium på 1 µg/l. En umiddelbar beregning af PNEC på grundlag af principperne beskrevet i Europakommissionens Vejledning i risikovurdering (EC, 1996) og NOEC-data (AQUIRE, 1999; Kemikalieinspektionen, 1989) giver et resultat på omkring 0,5-1 µg/l. Europakommissionens Vejledning i risikovurdering (EC, 1996) kan ikke bruges til at beregne skæbnen af detergenter i renseanlæg. Udenlandske (de Oude, 1992) og danske (Grüttner *et al.*, 1996) målinger viser, at 1-10% af den mængde NPEO og NP, renseanlægget modtager, ender i vandmiljøet. Resten ender i spildevandsslammet. NPEO er ved vaskeforsøgene konstateret i vaskevandet fra tre tekstiler i mængder svarende til henholdsvis 19 mg/kg, 590 mg/kg og 35 mg/kg.

De konstaterede mængder NPEO er både lang- og kortkædede (se tabel 6.3 i kapitel 6). Antages det, at de langkædede gennemsnitligt indeholder 10 ethoxylatgrupper (10 EO) (Kemikalieinspektionen, 1989), kan det ved brug af molvægte beregnes, hvor meget de fundne mængder NPEO svarer til som NP. Denne beregning giver som resultat, at de tre ovenfor anførte koncentrationer af NPEO for de tre tekstiler svarer til henholdsvis

9,9 mg NP/kg, 380 mg NP/kg og 13 mg NP/kg. Hvis det antages konservativt, at der i en husholdningsvask med et flotteforhold på 1:4 kun vaskes tekstiler, der afgiver den højest angivne mængde (380 mg/kg), vil der i vaskeluden (spildevandet) være en mængde svarende til 9.500 µg NP pr. liter. Af denne mængde vil kun de nævnte 1-10% (her regnes med 10%) nå vandmiljøet (recipienten) efter renselanlægget. Anvendes initialfortyndingsfaktoren på 20, vil der i recipienten kunne optræde en koncentration på ca. 480 µg/l. Denne værdi er 500-1.000 gange højere end den beregnede PNEC-værdi. NPEO er fundet i tre (ca. 20%) af de sytten tekstiler/vaskevandsprøver, der blev analyseret for stoffet, i koncentrationer, der alle enkeltstående vil overskride en PNEC-værdi på 1 µg/l. Selvom husholdningsvask normalt foretages på en blanding af flere tekstiler, og koncentrationen af NPEO derfor sandsynligvis vil være lavere end de her målte, vurderes det ikke som usandsynligt, at der vil kunne optræde situationer, hvor PNEC-værdien overskrides ved husholdningsvask.

I bekendtgørelsen ”Slambekendtgørelsen” (Miljø- og Energiministeriet, 1996) er der i lighed med DEHP fastsat afskæringsværdier for NP/NPEO. Den gældende værdi for NP/NPEO er 50 mg/kg slam (tørstof), og den ændres pr. 1. juli 2000 til 10 mg/kg. Ved NP/NPEO forstås i ”Slambekendtgørelsen” kun nonylphenol og nonylphenolethoxylater med én (mono) og to (di) ethoxylatgrupper. Som angivet i udkast til ny spildevandsvejledning (VKI, 1997), kan det på baggrund af afskæringsværdierne beregnes, hvor høj koncentrationen af NP/NPEO skal være i det indkomne spildevand (svarende til vejledende grænseværdier), for at afskæringsværdien overskrides. Går vi ud fra, at 90-99% af den indkomne NP/NPEO ender i slammet (se ovenfor), kan der beregnes en ”vejledende grænseværdi” på 13-14 µg NPEO pr. liter spildevand (2,6-2,8 µg/l efter 1. juli 2000). Ved forsøgene med simuleret husholdningsvask blev der som nævnt målt totale koncentrationer svarende til op til 95.000 µg NP/l. Medtages kun de NPEO’er, der er omfattet af ”Slambekendtgørelsen”, dvs. nonylphenol, nonylphenolmonoethoxylat og nonylphenoldiethoxylat, fås koncentrationer i vaskeluden svarende til henholdsvis 1.400 µg/l, 67.000 µg/l og 960 µg/l. Det er dog ikke rimeligt kun at medtage de tre nævnte, fordi de langkædede NPEO’er netop nedbrydes til disse tre i renselanlægget (Damborg & Thygesen, 1991). De ovenfor angivne værdier for den målte koncentration af NP/NPEO i vaskeluden er 70-40.000 gange højere end de ”vejledende grænseværdier” beregnet på grundlag af ”Slambekendtgørelsens” afskæringsværdier.

På baggrund af ovenstående vurderinger vedrørende mulighed for miljømæssige effekter i vandmiljøet og slam (jord) må NPEO betragtes som et muligt, miljømæssigt problem i nærværende sammenhæng.

7.1.4 Miljøvurdering af carriers

Af de i alt 20 carriers, der blev fundet i de analyserede tekstiler, blev kun fem konstateret i det tilsvarende vaskevand. Det drejer sig om tetrachlorethylen, 1,2,4-trimethylbenzen, biphenyl, dimethylphthalat og diethylphthalat. De to førstnævnte blev udvasket i meget lille mængde (0,010-0,016 mg/kg) fra det ene tekstil, de hver blev fundet i. Biphenyl blev ligeledes udvasket i lille mængde (0,0008-0,002 mg/kg) men fra to teks-

tiler. De to phthalater blev udvasket i noget større mængder (0,037-0,13 mg/kg) fra hver ét tekstil.

Tetrachlorethylen

Tetrachlorethylen (CAS nr. 127-18-4) er ikke let nedbrydeligt og giftigt over for vandlevende organismer samt ikke bioakkumulerbart (Kemikalieinspektionen, 1989; Howard 1990). Vandkvalitetskriteriet (Miljøstyrelsen, 1996) er fastsat til 10 µg/l. Den målte mængde tetrachlorethylen i vaskevandet ved den simulerede husholdningsvask vil svare til en koncentration på op til 4 µg/l i vaskeluden fra en husholdningsvask med flotteforhold 1:4, hvis der kun vaskes tekstiler, der alle afgiver den målte mængde tetrachlorethylen. Denne koncentration ligger under vandkvalitetskriteriet, selvom der ikke er taget højde for initialfortyndingsfaktor og skæbne i renseanlæg. Da det yderligere forholder sig sådan, at stoffet kun er fundet i et enkelt tekstil, vurderes den fundne mængde tetrachlorethylen ikke som et miljømæssigt problem i nærværende sammenhæng.

1,2,4-trimethylbenzen

1,2,4-trimethylbenzen (CAS nr. 95-63-6) er et ikke let nedbrydeligt, meget giftigt, bioakkumulerbart stof (Pedersen *et al.*, 1994). Der er ikke opstillet noget vandkvalitetskriterium for stoffet, men på grundlag af data fra Pedersen *et al.* (1994) og AQUIRE (1999) - herunder lavest målte, akutte testværdi på 1.000 µg/l (EC₅₀, alger) - kan der umiddelbart på basis af principperne i Europakommissionens Vejledning i risikovurdering (EC, 1996) beregnes, en PNEC-værdi for stoffet på omkring 1 µg/l. Den målte mængde trimethylbenzen i vaskevandet ved den simulerede husholdningsvask vil svare til en koncentration på op til 2,5 µg/l i vaskeluden fra en husholdningsvask med flotteforhold 1:4, hvis der kun vaskes tekstiler, der alle afgiver den målte mængde trimethylbenzen. Tages der højde for initialfortyndingsfaktoren på 20, kommer koncentrationen af trimethylbenzen ned på omkring 0,1 µg/l. Da det yderligere forholder sig sådan, at stoffet kun er fundet i ét enkelt tekstil, vurderes den fundne mængde 1,2,4-trimethylbenzen ikke som et miljømæssigt problem i nærværende sammenhæng.

Biphenyl

Biphenyl (CAS nr. 92-52-4) er et let nedbrydeligt, meget giftigt, bioakkumulerbart stof (MITI, 1992; AQUIRE, 1999; Nikunen *et al.*, 1990). Vandkvalitetskriteriet (Miljøstyrelsen, 1996) for stoffet er fastsat til 1 µg/l. Den højeste målte mængde biphenyl i vaskevandet ved den simulerede husholdningsvask vil svare til en koncentration på op til 0,5 µg/l i vaskeluden fra en husholdningsvask med flotteforhold 1:4, hvis der kun vaskes tekstiler, der alle afgiver den målte mængde biphenyl. Denne værdi ligger under vandkvalitetskriteriet, selvom der ikke er taget højde for initialfortyndingsfaktor og skæbne i renseanlæg. Da det yderligere forholder sig sådan, at stoffet kun er fundet i to tekstiler, vurderes den fundne mængde biphenyl ikke som et miljømæssigt problem i nærværende sammenhæng.

Dimethylphthalat *Diethylphthalat*

Dimethylphthalat, DMP (CAS nr. 131-11-3) og diethylphthalat, DEP (CAS nr. 84-66-2) er begge let nedbrydelige stoffer (Howard, 1990; MITI, 1992), hvoraf i hvert fald DMP også er nedbrydeligt under anaerobe forhold (Howard, 1990). De må begge betragtes som skadelige for vandmiljøet, idet der ved akutte test over for vandlevende organismer er påvist EC₅₀-værdier mellem 10.000 µg/l og 100.000 µg/l (AQUIRE,

1999). I kroniske test er der påvist effekter (NOEC, forplantning) ned til mellem 1.000 og 10.000 µg/l (AQUIRE, 1999, IUCLID, 1996). DMP er ikke bioakkumulerbart, mens DEP måske er svagt bioakkumulerbart (Howard, 1990; IUCLID, 1996) og er mistænkt for at udvise svage østrogenlignende effekter (Petersen & Pedersen, 1998). Der er ikke opstillet vandkvalitetskriterier for disse to stoffer, men Petersen & Pedersen (1998) foreslår PNEC-værdier på 1.000 µg/l og 10 µg/l for henholdsvis DMP og DEP. De to phthalater er i lighed med dibutylphthalat let nedbrydelige men væsentlig mindre giftige end dibutylphthalat, der er karakteriseret ved EC₅₀-værdier under 1.000 µg/l, se afsnit 7.1.2. DMP og DEP er hver fundet i vaskevandet fra ét enkelt tekstil og DEP i den højeste koncentration svarende til 0,13 mg/kg tekstil. Dibutylphthalat blev konstateret i fire vaskevandsprøver i en koncentration op til 1,12 mg/kg. Dimethylphthalat og diethylphthalat vurderes derfor som væsentligt mindre miljøproblematiske end dibutylphthalat og derfor ikke som et miljømæssigt problem i nærværende sammenhæng.

7.1.5 Miljøvurdering af farvestoffer og pigmenter

Som det fremgår af afsnit 6.4.5 (kapitel 6), er der visuelt konstateret indhold af farvestoffer i vaskevandet i koncentrationer, der vurderes at ligge på op til 1-10 mg/l, enkelte måske højere. F.eks. er der i vaskevandsprøven fra vask af tekstil nr. 8 (kraftigt blåfarvet) målt et kobberindhold på 1,6 mg/l. Der er sandsynligvis tale om et kobberholdigt phthalocyanin-farvestof, hvor kobber antageligt udgør maksimalt 10% af molekylvægten. Antages al kobber at stamme fra farvestoffet, vil den målte kobberkoncentration altså svare til 16 mg farvestof pr. liter i vaskevandet, hvilket svarer til 32 mg farvestof pr. liter i vaskeluden.

Nedbrydelighed

Farvestoffer og pigmenter er generelt meget persistente under aerobe forhold (Pagga & Brown, 1986; Anliker & Clarke, 1980). Under anaerobe betingelser undergår en del farvestoffer primær nedbrydning, typisk reduktiv spaltning (Brown & Laboureur, 1983; Brown & Hamburger, 1987). Pigmenter nedbrydes formodentligt også men væsentligt langsommere end farvestoffer (Anliker & Clarke, 1980). Fotokemisk nedbrydning af farvestoffer i vand kan foregå men er ikke betydende (Clarke & Anliker, 1980).

Bioakkumulering

Testresultater fra bioakkumuleringsforsøg med fisk af farvestoffer og pigmenter indikerer, at de typisk ikke er bioakkumulerbare. Resultater af test på 75 farvestoffer og pigmenter (disperse-, syre-, reaktiv-, basiske, direkt- og monoazo-pigmenter) viste, at de ikke var bioakkumulerbare (Anliker *et al.*, 1981). Undersøgelser af dispersefarvestoffer peger dog på, at flere af disse kan bioakkumuleres (Yen *et al.*, 1989), og flere pigmenter udviser meget høje log K_{ow}-værdier (4-17) (Anliker & Moser, 1987). Mange af disse pigmenter vil dog sandsynligvis ikke bioakkumuleres pga. manglende biotilgængelighed (meget store molekyler med meget lav vandopløselighed) (Anliker *et al.*, 1981; Anliker & Moser, 1987).

Giftighed

De fleste farvestoffer er ikke specielt giftige over for fisk. I undersøgelser af fisketoksicitet (Clarke & Anliker, 1980; ETAD, 1978) blev det fundet, at ud af 3.154 testede farvestofprodukter havde 98% en toksicitet, der lå over en LC₅₀-værdi på 1 mg/l, og 86% lå over 10 mg/l. I prioriteret rækkefølge skal de meget giftige og de giftige farvestoffer især findes blandt basiske farvestoffer (triphenylmethantyper), metalkompleksfarvestoffer, syrefarvestoffer og dispersefarvestoffer. Dette forhold afspejles i en opgørelse fra ETAD (1978) af fisketoksicitetsdata fra i alt 1.558 test, målt som LC₀-værdier (ingen dødelighed konstateret ved den angivne koncentration). Opgørelsen viser, at følgende angivne procenter af de testede farvestoffer inden for hver farvestofklasse har en LC₀-værdi, der er under 10 mg/l: 53% (basiske farvestoffer), 44% (metalkompleksfarvestoffer), 18% (syrefarvestoffer), 10% (dispersefarvestoffer), 5% (chromfarvestoffer, mordant), 3% (reaktivfarvestoffer), 1% (direktfarvestoffer) og 0% (kypefarvestoffer, vat). Resultater af test for hæmning af algevækst (Burg & Charest, 1980; Sigman *et al.*, 1983; SRI, 1987) tyder på, at det overordnede, generelle billede for toksicitet af farvestoffer over for fisk ligeledes er gældende for alger. Der er ikke fundet data for test på krebsdyr.

Pigmenter er pr. definition uopløselige i vand, hvilket afspejles i den ringe vandopløselighed (typisk <1 mg/l) for 13 pigmenter beregnet af Anliker & Moser (1987). De har endvidere typisk en høj molekylévægt og er af disse grunde ikke umiddelbart biotilgængelige. De udviser derfor givetvis meget ringe giftighed over for vandlevende organismer. Dette afspejles i en opgørelse af pigmenters fisketoksicitet (ETAD, 1978), der viser, at kun ét pigment ud af 56 testede udviste en LC₀-værdi under 10 mg/l.

Azo-farvestoffer

Azo-farvestofferne Basic Red 18, Acid Blue 113 og Mordant Black 11 er alle farvestoffer, som produceres og anvendes på det europæiske marked. Der er for disse tre farvestoffer målt LC₅₀-værdier for fisk på henholdsvis 7.000, 4.000 og 6.000 µg/l (Burg & Charest, 1980). Som det fremgår af bilag 3 (tabel B3.2), udviser Acid Blue 113 forholdsvis dårlig vaskeægt-hed, og det kan derfor forventes, at en vis del af farvestoffet udvaskes ved husholdningsvask. Beregnes umiddelbart en PNEC-værdi for Acid Blue 113 på basis af LC₅₀-værdien og principperne i Europakommissionens risikovurderingsvejledning (EC, 1996), fås 4 µg/l. Da stoffet ikke fordamper, og det må antages ikke at blive nedbrudt under aerobe forhold, er der kun fordelingen mellem slam- og vandfase at tage hensyn til i renseanlægget. Den typiske andel af farvestoffer i spildevand, der ender i slamfasen, udgør 40-80%. Da der her er tale om et dobbelt sulfoneret syrefarvestof, vil det ligge i den lave ende (Clarke & Anliker, 1980). Antages konservativt, at der vil kunne optræde en koncentration af Acid Red 113 på 1.000 µg/l i vaskeluden, og at 50% af denne mængde ender i slammet på renseanlægget, vil der, når der tages hensyn til 20 ganges initialfortynding, kunne optræde en koncentration i recipienten på 25 µg/l. Denne værdi ligger over den beregnede PNEC-værdi. Da vi ikke kender koncentrationerne af de enkelte farvestoffer i vaskevandet, er det ikke rimeligt at tillægge en sådan risikovurdering større værdi.

Reduktiv spaltning

Som beskrevet i Miljøprojekt nr. 416 (Brarup *et al.*, 1998) og vist ved flere nedbrydningsforsøg (bl.a. Brown & Laboureur, 1983; Brown & Hamburger, 1987) nedbrydes/spaltes azo-farvestoffer under anaerobe (reduktive) forhold til arylaminer. Anaerobe forhold (eller iltfattige forhold) optræder bl.a. ved udrådning af spildevandsslam og i sedimenter, f.eks. i søer eller fjorde. Arylaminerne dannes efter spaltning af azo-forbindelserne i farvestoffet og vil typisk være identiske med de intermediære (byggesten), der blev anvendt ved syntesen af farvestoffet. Det drejer sig bl.a. om substituerede aniliner, naphtholer og benzidiner. Azo-farvestoffer er dominerende blandt de forskellige farvestoftyper og anvendes i dominerende omfang. Dette afspejles bl.a. i, at 2/3 af alle farver (colorants) registreret med Color Index (C.I.-nummer) er azo-farvestoffer (Easton, 1995). Der er ved analyserne i nærværende projekt konstateret arylaminer i både tekstiler og vaskevand. Det er derfor meget sandsynligt, at de pågældende arylaminer indgår i de tilstedeværende farvestoffer. Vi har derfor valgt at koncentrere risikovurderingerne relateret til farvestoffer omkring de konstaterede arylaminer. Arylaminerne er vurderet i næste afsnit.

7.1.6 Miljøvurdering af arylaminer

Der er ved analyserne af de udvalgte tekstiler konstateret 14 forskellige arylaminer, og 9 af disse blev efterfølgende fundet i vaskevandet fra vask af de pågældende tekstiler (se tabel 6.5 i kapitel 6). Der blev i alt fundet arylaminer i 11 (godt 2/3) af de 16 farvede/trykte tekstiler, der blev analyseret for aminerne. Det drejer sig om substituerede aniliner og et par diphenylaminer. Arylaminerne blev udvasket i mængder svarende til 0,4-62% af den mængde, der blev fundet i det tilsvarende tekstil. Diphenylaminerne var de mest udvaskbare.

2,6-dichlor-4-nitroanilin

2,6-dichlor-4-nitroanilin (CAS nr. 99-30-9) blev konstateret i tre tekstiler men ikke i de tilsvarende vaskevandsprøver. Denne chlorerede nitroanilin indgår bl.a. i farvestofferne Disperse Brown 1 samt i Disperse Orange 5 og 30 (CHEM-BANK, 1999), hvoraf i hvert fald Disperse Orange 30 produceres og anvendes på det europæiske marked. 2,6-dichlor-4-nitroanilin er ikke let nedbrydeligt og bioakkumulerbart (Pedersen *et al.*, 1994). Stoffet er meget giftigt, idet der er målt EC₅₀-værdier ned til 560 µg/l (AQUIRE, 1999). Stoffet har en vandopløselighed på omkring 6.300 µg/l og en Henrys lovkonstant på 0,0013 Pa · m³/mol (CHEM-BANK, 1999). Fordampning fra vand vil derfor være ubetydelig.

Der er ikke opstillet noget vandkvalitetskriterium for stoffet, men på grundlag af data fra Pedersen *et al.* (1994) og AQUIRE (1999) - herunder lavest målte, akutte testværdi på 560 µg/l (LC₅₀, fisk) - kan det umiddelbart på basis af principperne i Europakommissionens Vejledning i risikovurdering (EC, 1996) beregnes, at en PNEC-værdi for stoffet vil ligge omkring 0,6 µg/l. Antages at der vaskes med et flotteforhold på 1:4, og at 50% af frigivet farvestof under vask ender i slammet på renseanlægget, vil der, når der tages hensyn til initialfortynding (20 gange), skulle frigives en mængde svarende til 90 µg/l i vaskeluden for at opnå en koncentration i recipienten svarende til PNEC-værdien. 2,6-dichlor-4-nitroanilin udgør f.eks. knap halvdelen (46%) af massen af Disperse Orange 30. Der skal altså optræde ca. 190 µg/l af Disperse Orange i vaskeluden for at

PNEC-værdien i det her opstillede scenarium nås. Som det fremgår af afsnit 7.1.5, vil der formodentligt kunne optræde omkring 1.000-10.000 µg farvestof pr. liter i vaskeluden, f.eks. i prøve nr. 12, 20 og 23, hvor 2,6-dichlor-4-nitroanilin er konstateret i de tilsvarende tekstiler (se figur 6.1 i kapitel 6). Selvom der typisk vil være tale om en blanding af flere farvestoffer, og 2,6-dichlor-4-nitroanilin ”kun” er konstateret i 3 tekstiler (3 ud af 16, knap 20%), vurderes det ikke umiddelbart som urealistisk, at den estimerede PNEC-værdi i få tilfælde vil kunne overskrides. Det skal bemærkes, at farvestoffer indeholdende 2,6-dichlor-4-nitroanilin (som azo-forbindelse) først skal udsættes for anaerobe forhold (f.eks. i renseanlæg eller søsedimenter), før stoffet frigives.

2-brom-6-chlor-4-nitroanilin

Det er ikke fundet relevante data til en risikovurdering af 2-brom-6-chlor-4-nitroanilin (CAS nr. 99-29-6), som er fundet i vaskevandet fra et enkelt tekstil i en koncentration svarende til 0,345 mg/kg.

2-chlor-4-nitroanilin

2-chlor-4-nitroanilin (CAS nr. 121-87-9) er konstateret i fem tekstiler og i vaskevandet fra én af disse i en koncentration svarende til 0,312 mg/kg. Denne anilin forekommer som azo-forbindelse i disperse- og basiske farver, f.eks. Disperse Red 65 og Basic Red 18, hvoraf i hvert fald Basic Red 18 produceres og anvendes på det europæiske marked. Stoffet er hverken let eller inherent nedbrydeligt (IUCLID, 1996) og nedbrydes i lighed med de fleste andre arylaminer (Brown & Hamburger, 1987) ikke under anaerobe forhold (CHEM-BANK, 1999). Stoffet må betragtes som ikke potentielt bioakkumulerbart ($\log K_{ow} = 2,3$ (IUCLID, 1996)) og giftigt, idet der er målt EC_{50} -værdier på mellem ca. 2.000 µg/l og 10.000 µg/l over for akvatiske organismer (AQUIRE, 1999; IUCLID, 1996). 2-chlor-4-nitroanilin er tildelt klassificeringen R51/53 i Miljøstyrelsens liste over farlige stoffer (Miljø- og Energiministeriet, 1997). Stoffet har en vandopløselighed på omkring 230.000 µg/l. Henrys lovkonstant andrager 0,0016 Pa · m³/mol (CHEM-BANK, 1999), og fordampning fra vand vil derfor være ubetydelig.

Der er ikke opstillet noget vandkvalitetskriterium for stoffet, men på grundlag af data fra målt akut og kronisk toksicitet over for vandlevende organismer (IUCLID, 1996; AQUIRE, 1999) - herunder lavest målte, akutte testværdi på 1.800 µg/l (EC_{50} , dafnie) - kan det umiddelbart på basis af principperne i Europakommissionens Vejledning i risikovurdering (EC, 1996) beregnes, at en PNEC-værdi for stoffet vil ligge i området 2-32 µg/l. Den målte mængde 2-chlor-4-nitroanilin i vaskevandet ved den simulerede husholdningsvask vil svare til en koncentration på op til 78 µg/l i vaskeluden fra en husholdningsvask med flotteforhold 1:4, hvis der kun vaskes tekstiler, der alle afgiver den målte mængde 2-chlor-4-nitroanilin. Da stoffet har en Henrys lovkonstant på 0,0016 Pa · m³/mol, ikke er inherent nedbrydeligt og har en $\log K_{ow}$ på 2,3, kan det ifølge Europakommissionens Vejledning i risikovurdering (EC, 1996) forventes, at omkring 0% nedbrydes i renseanlæg, omkring 4% ender i slammet og resten ender i vandmiljøet. Tages der yderligere hensyn til 20 ganges initialfortynding, vil der i recipienten kunne optræde en koncentration på 3,7 µg/l. Denne koncentration ligger inden for det estimerede interval for PNEC-værdien. Inddrages det forhold, at 2-chlor-4-nitroanilin er konstateret i 5 ud af 16 analyserede tekstiler (godt 30%), og der derfor sandsynligvis er farvestoffer tilstede her, der under reduktiv spaltning (anae-

rob nedbrydning) frigiver stoffet, kan det ikke udelukkes, at PNEC-værdien vil kunne overskrides.

2-cyano-4-nitroanilin

Det er ikke fundet relevante data til en risikovurdering af 2-cyano-4-nitroanilin (CAS nr. 17420-30-3), som er fundet i et enkelt tekstil men ikke i dets vaskevand.

4-chlor-2-nitroanilin

4-chlor-2-nitroanilin (CAS nr. 89-63-4) er konstateret i et enkelt tekstil men ikke i det tilsvarende vaskevand. Denne anilin forekommer som azo-forbindelse i pigmenter og farvestoffer, herunder Hansa gule, bl.a. Pigment Yellow 2, 3 og 73 samt Pigment Red 6. Stoffet er ikke let nedbrydeligt (MITI, 1992) og antageligt, som det lignende stof 2-chlor-4-nitroanilin, heller ikke inherent nedbrydeligt eller nedbrydeligt under anaerobe forhold. 4-chlor-2-nitroanilin må betragtes som ikke potentielt bioakkumulerbart ($\log K_{ow} = 2,64$, (CHEM-BANK, 1999)) og meget giftigt, idet der er målt EC_{50} -værdier på ned til $1.000 \mu\text{g/l}$ over for fisk (AQUIRE, 1999). I kroniske test er koncentrationen, hvor der netop ikke observeres effekter, bestemt til $630 \mu\text{g/l}$ (NOEC, dafnie). Henrys lovkonstant andrager ifølge CHEM-BANK (1999) $0,00000037 \text{ Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$, hvilket virker som urealistisk lav. En modelberegnet værdi (EPIWIN, 1994/95) andrager $0,0016-0,012 \text{ Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$ og virker mere realistisk set i forhold til værdien for 2-chlor-4-nitroanilin. På baggrund af denne værdi vil fordampning fra vand af 4-chlor-2-nitroanilin være ubetydelig.

Der er ikke opstillet noget vandkvalitetskriterium for stoffet, men på grundlag af data fra målt akut og kronisk toksicitet over for vandlevende organismer (IUCRID, 1996; Roth, 1994) - herunder lavest målte, akutte testværdi på $1.000 \mu\text{g/l}$ (LC_{50} , fisk) - kan det umiddelbart på basis af principperne i Europakommissionens Vejledning i risikovurdering (EC, 1996) beregnes, at en PNEC-værdi for stoffet vil ligge i området $1 \mu\text{g/l}$. Antages at der vaskes med et flotteforhold på 1:4, og at 50% af frigivet farvestof (indeholdende 4-chlor-2-nitroanilin som azo-forbindelse) under vask ender i slammet på renseanlægget, vil der, når der tages hensyn til initialfortynding (20 gange), skulle frigives en mængde svarende til $160 \mu\text{g/l}$ i vaskeluden, for at PNEC-værdien nås i recipienten. Hvis det antages, at 4-chlor-2-nitroanilin udgør omkring halvdelen af massen af et farvestof, der indeholder stoffet som azo-forbindelse, skal der altså optræde ca. $320 \mu\text{g/l}$ af dette farvestof i vaskeluden, for at PNEC-værdien i det her opstillede scenarium nås. Som det fremgår af afsnit 7.1.5, vil der formodentlig kunne optræde omkring $1.000-10.000 \mu\text{g}$ farvestof pr liter i vaskeluden. Vaskevandet fra prøve nr. 21 (se figur 6.1 i kapitel 6), hvori 4-chlor-2-nitroanilin er fundet, er dog kun svagt farvet (uklar). Sammenholdes dette med, at der typisk vil være tale om en blanding af flere farvestoffer, og at 2,6-dichlor-4-nitroanilin "kun" er konstateret i ét tekstil (1 ud af 16, godt 6%), vurderes det ikke umiddelbart på dette grundlag som realistisk, at den estimerede PNEC-værdi vil kunne overskrides.

4-methyl-3-nitroanilin

4-methyl-3-nitroanilin (CAS nr. 119-32-4) er konstateret i to tekstiler og i vaskevandet fra begge i koncentrationer svarende til $0,104 \text{ mg/kg}$ og $0,168 \text{ mg/kg}$. På baggrund af en estimeret $\log K_{ow}$ på 2,02 (EPIWIN, 1994/95) må stoffet betragtes som ikke potentielt bioakkumulerbart. Da stoffet endvidere er tildelt klassificeringen R51/53 i Miljøstyrelsens liste over farlige stoffer (Miljø- og Energiministeriet, 1997), er det givetvis

ikke let nedbrydeligt. Dette tyder modelberegninger af dets bionedbrydelighed da også på (EPIWIN, 1994/95). Stoffet er, som klassificeringen angiver (R51), giftigt over for vandlevende organismer, og der er målt akutte EC_{50} -værdier ned til 5.000 $\mu\text{g/l}$ (fisk) (AQUIRE, 1999). En modelberegnet værdi for Henrys lovkonstant (EPIWIN, 1994/95) andrager 0,0020 $\text{Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$, og på baggrund af denne værdi vil fordampning fra vand af 4-methyl-3-nitroanilin være ubetydelig.

Der er ikke opstillet noget vandkvalitetskriterium for stoffet, men på grundlag af data fra målt akut toksicitet over for fisk ($EC_{50} = 5.000 \mu\text{g/l}$) kan det umiddelbart på basis af principperne i Europakommissionens Vejledning i risikovurdering (EC, 1996) beregnes, at en PNEC-værdi for stoffet vil ligge omkring 5 $\mu\text{g/l}$. Den højeste målte mængde 4-methyl-3-nitroanilin i vaskevandet ved den simulerede husholdningsvask vil svare til en koncentration på op til 42 $\mu\text{g/l}$ i vaskeluden fra en husholdningsvask med flotteforhold 1:4, hvis der kun vaskes tekstiler, der alle afgiver den målte mængde af stoffet. Da stoffet har en Henrys lovkonstant på 0,0020 $\text{Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$, en $\log K_{ow}$ på 2,02 og antages ikke at være inherent nedbrydelig, kan det ifølge Europakommissionens Vejledning i risikovurdering (EC, 1996) forventes, at omkring 0% nedbrydes i rens anlæg, omkring 1% tilføres slammet, og resten ender i vandmiljøet. Tages der yderligere hensyn til 20 ganges initialfortynding, vil der i recipienten kunne optræde en koncentration på 2,1 $\mu\text{g/l}$. Denne koncentration ligger under den estimerede PNEC-værdi. Sammenholdes dette med, at der typisk vil være tale om en blanding af flere farvestoffer, og at 4-methyl-3-nitroanilin "kun" er konstateret i to tekstiler (2 ud af 16, godt 10%), vurderes det ikke umiddelbart som realistisk, at den estimerede PNEC-værdi alene på denne baggrund vil kunne overskrides. Det skal dog bemærkes, at de to vaskevandsprøver (nr. 5 og 6), hvor 4-methyl-3-nitroanilin er konstateret, er farvet, og der derfor sandsynligvis er farvestoffer tilstede her, der under reduktiv spaltning (anaerob nedbrydning) frigiver stoffet, og det kan derfor ikke udelukkes, at PNEC-værdien vil kunne overskrides.

6-brom-2,4-dinitroanilin

6-brom-2,4-dinitroanilin (CAS nr. 1817-73-8) er konstateret i tre tekstiler og i vaskevandet fra det ene i en koncentration svarende til 0,329 mg/kg. Stoffet indgår som azo-forbindelse i bl.a. Disperse Violet 7 og 24 (CHEM-BANK, 1999) samt Disperse Blue 79 (Weber & Adams, 1995). Det er målt, at det kun tager fra minutter til timer i iltfattigt sediment for halvdelen af den tilstedeværende Disperse Blue 79 at fraspalte 6-brom-2,4-dinitroanilin, som angives at være toksisk og mutagent (Weber & Adams, 1995). Det er ikke fundet relevante data til en risikovurdering af 6-brom-2,4-dinitroanilin.

6-chlor-2,4-dinitroanilin

Der er ikke fundet relevante data for en risikovurdering af 6-chlor-2,4-dinitroanilin (CAS nr. 3531-19-9). Stoffet er konstateret i to tekstiler men ikke i det tilsvarende vaskevand.

6-methyl-3-nitroanilin

6-methyl-3-nitroanilin (CAS nr. 99-55-8) er konstateret i to tekstiler og i vaskevandet fra begge i koncentrationer svarende til 9,65 mg/kg og 2,89 mg/kg. Det indgår som azo-forbindelse i pigmenter og farvestoffer, bl.a. Pigment Red 22 (CHEM-BANK, 1999). $\log K_{ow}$ for stoffet er 1,96 (CHEM-BANK, 1999), og det må derfor betragtes som ikke potentielt

bioakkumulerbart. Da stoffet endvidere er tildelt klassificeringen R51/53 i Miljøstyrelsens liste over farlige stoffer (Miljø- og Energiministeriet, 1997), er det givetvis ikke let nedbrydeligt, hvilket nedbrydningsdata fra CHEM-BANK (1999) ligeledes tyder kraftigt på. Stoffet er, som klassificeringen angiver (R51), giftigt over for vandlevende organismer, og der er målt akutte EC_{50} -værdier ned til 5.100 $\mu\text{g/l}$ (krebsdyr) (AQUIRE, 1999). En modelberegnet værdi for Henrys lovkonstant (EPIWIN, 1994/95) andrager 0,0020 $\text{Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$, og på baggrund af denne værdi vil fordampning fra vand af stoffet være ubetydelig.

Der er ikke opstillet noget vandkvalitetskriterium for stoffet, men på grundlag af data fra målt akut toksicitet over for krebsdyr ($EC_{50} = 5.100 \mu\text{g/l}$) kan det umiddelbart på basis af principperne i Europakommissionens Vejledning i risikovurdering (EC, 1996) beregnes, at en PNEC-værdi for stoffet vil ligge omkring 5 $\mu\text{g/l}$. Den højeste målte mængde 6-methyl-3-nitroanilin i vaskevandet ved den simulerede husholdningsvask vil svare til en koncentration på op til 2.490 $\mu\text{g/l}$ i vaskeluden fra en husholdningsvask med flotteforhold 1:4, hvis der kun vaskes tekstiler, der alle afgiver den målte mængde af stoffet. Da stoffet har en Henrys lovkonstant på 0,0020 $\text{Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$, en $\log K_{ow}$ på 1,96 og antages ikke at være inherent nedbrydeligt, kan det ifølge Europakommissionens Vejledning i risikovurdering (EC, 1996) forventes, at omkring 0% nedbrydes i rensesanlæg, omkring 1% tilføres slammet, og resten ender i vandmiljøet. Tages der yderligere hensyn til 20 ganges initialfortynding, vil der i recipienten kunne optræde en koncentration på 123 $\mu\text{g/l}$. Denne koncentration ligger ca. en faktor 25 over den estimerede PNEC-værdi. Selvom der typisk vil være tale om en blanding af flere farvestoffer, og 6-methyl-3-nitroanilin "kun" er konstateret i 2 tekstiler (2 ud af 16, knap 10%), vurderes det umiddelbart som realistisk, at den estimerede PNEC-værdi vil kunne overskrides. Det skal endvidere bemærkes, at de to vaskevandsprøver (nr. 5 og 6), hvor 6-methyl-3-nitroanilin er konstateret, er farvet, og der derfor sandsynligvis er farvestoffer tilstede her, der under reduktiv spaltning (anaerob nedbrydning) frigiver stoffet.

m-nitroanilin

m-nitroanilin (CAS nr. 99-09-2) er konstateret i ét enkelt tekstil men ikke i det tilhørende vaskevand. Stoffet er en diazo-komponent (Fast Orange) og indgår i bl.a. Disperse Yellow 5 og Acid Orange 18. Stoffet er ikke let nedbrydeligt (MITI, 1992) og ikke inherent nedbrydeligt (CHEM-BANK, 1999). $\log K_{ow}$ er 1,37 (Verschueren, 1997), og stoffet må derfor betragtes som ikke potentielt bioakkumulerbart. *m-nitroanilin* er tildelt klassificeringen R52/53 i Miljøstyrelsens liste over farlige stoffer (Miljø- og Energiministeriet, 1997) og må derfor karakteriseres som skadeligt over for vandlevende organismer. Der er målt EC_{50} -værdier på 82.000 $\mu\text{g/l}$ over for fisk (AQUIRE, 1999). Henrys lovkonstant andrager ifølge CHEM-BANK (1999) 0,0007 $\text{Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$. På baggrund af denne værdi vil fordampning fra vand af *m-nitroanilin* være ubetydelig.

Der er ikke opstillet noget vandkvalitetskriterium for stoffet, men på grundlag af den akutte testværdi på 82.000 $\mu\text{g/l}$ (LC_{50} , fisk) - kan det umiddelbart på basis af principperne i Europakommissionens Vejledning i risikovurdering (EC, 1996) beregnes, at en PNEC-værdi for stoffet vil ligge i området 82 $\mu\text{g/l}$. Da denne PNEC-værdi er ca. 16 gange højere end den estimerede PNEC-værdi for 4-methyl-3-nitroanilin og øvrige

forhold omkring f.eks. skæbne i renseanlæg vil svare til de beregnede for 4-methyl-3-nitroanilin (se ovenstående), vurderes det som urealistisk, at den estimerede PNEC-værdi for m-nitroanilin vil kunne overskrides.

p-chloranilin

p-chloranilin (CAS nr. 106-47-8) er konstateret i to tekstiler og i deres tilhørende vaskevand i koncentrationer svarende til 0,152 mg/kg og 0,651 mg/kg. Stoffet indgår som azo-komponent i pigmenter og farvestoffer, bl.a. Vat Red 32 og Pigment Green 10 (CHEM-BANK, 1999). p-chloranilin må vurderes til ikke let nedbrydeligt, selvom der er modstridende testresultater (Roth, 1994 ; Kemikalieinspektionen, 1989 ; CHEM-BANK, 1999). Log K_{ow} for stoffet er 1,83 (Verschueren, 1997), og stoffet er derfor ikke potentielt bioakkumulerbart. Det er meget giftigt, idet der ved akutte test er påvist EC_{50} -værdier på 50 $\mu\text{g/l}$ (AQUIRE, 1999) over for krebsdyr. I kroniske test er den koncentration, hvor der lige netop ikke er konstateret effekter (NOEC, forplantning, krebsdyr) målt ned til og under 10 $\mu\text{g/l}$ (AQUIRE, 1999; Kemikalieinspektionen, 1989). Stoffet har en vandopløselighed på omkring 3,9 g/l (3.900.000 $\mu\text{g/l}$) og en Henrys lovkonstant på 1,2 Pa · m³/mol (CHEM-BANK, 1999).

Vandkvalitetskriteriet for p-chloranilin er i Miljøstyrelsens "Bekendtgørelse om kvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af visse farlige stoffer til vandløb, søer eller havet" (Miljøstyrelsen, 1996) fastsat til 10 $\mu\text{g/l}$. På baggrund af værdien for Henrys lovkonstant må der forventes en betydende fordampning. Det skal endvidere bemærkes, at stoffet fotooxideres til bl.a. 4-chlornitrobenzen under iltrige forhold i f.eks. overfladevand (halveringstid 0,4 timer (CHEM-BANK, 1999)). Hvis det antages, at stoffet er inherent nedbrydeligt, kan det ifølge Europakommissionens Vejledning i risikovurdering (EC, 1996) forventes, at omkring 40% nedbrydes i renseanlæg, omkring 58% ender i vandmiljøet og ca. 1% i slammet, resten fordamper. Den højeste målte mængde p-chloranilin i vaskevandet ved den simulerede husholdningsvask vil svare til en koncentration på op til 163 $\mu\text{g/l}$ i vaskeluden fra en husholdningsvask med flotteforhold 1:4, hvis der kun vaskes tekstiler, der alle afgiver den målte mængde af stoffet. Indregnes at 58% vil gå igennem renseanlægget uændret, og tages der yderligere hensyn til 20 ganges initialfortynding, vil der i recipienten kunne optræde en koncentration på ca. 5 $\mu\text{g/l}$. Denne koncentration ligger under det angivne vandkvalitetskriterium. Da der typisk vil være tale om en blanding af flere farvestoffer, og p-chloranilin "kun" er konstateret i 2 tekstiler (2 ud af 16, godt 10%), samt at man må forvente en vis fordampning af stoffet i kloaksystemet, vurderes det umiddelbart som urealistisk, at vandkvalitetskriteriet vil kunne overskrides. Det skal dog bemærkes, at de to vaskevandsprøver (nr. 5 og 6), hvor p-chloranilin er konstateret, er farvet, og der derfor sandsynligvis er farvestoffer tilstede her, der under reduktiv spaltning (anaerob nedbrydning) frigiver stoffet.

p-nitroanilin

p-nitroanilin (CAS nr. 100-01-6) er konstateret i tre tekstiler og i to af de tilhørende vaskevandsprøver i koncentrationer svarende til 0,553 mg/kg og 0,713 mg/kg. Stoffet indgår som azo-komponent i pigmenter og farvestoffer, f.eks. Pigment Red 1, Acid Violet 3, Acid Green 20 og Direct Yellow 44 (CHEM-BANK, 1999). p-Nitroanilin er ikke let nedbrydeligt (MITI, 1992), men inherent bionedbrydeligt (IUCLID, 1996). p-nitroanilin er tildelt klassificeringen R52/53 i Miljøstyrelsens liste over

farlige stoffer (Miljø- og Energiministeriet, 1997) og må derfor karakteriseres som skadeligt for vandlevende organismer. Der er målt EC₅₀-værdier på 24.000 µg/l over for krebsdyr (Verschueren, 1997). Log K_{ow} for stoffet er 1,4 (IUCLID, 1996), og stoffet er derfor ikke potentielt bioakkumulerbart. Stoffet har en vandopløselighed på omkring 0,7 g/l (700.000 µg/l) og en Henrys lovkonstant på 0,0018 Pa · m³/mol (CHEM-BANK, 1999). På baggrund af sidstnævnte værdi vil fordampning være ubetydelig.

Der er ikke opstillet noget vandkvalitetskriterium for stoffet, men på grundlag af den akutte testværdi på 24.000 µg/l (LC₅₀, fisk) - kan det umiddelbart på basis af principperne i Europakommissionens Vejledning i risikovurdering (EC, 1996) beregnes, at en PNEC-værdi for stoffet vil ligge omkring 24 µg/l. Da stoffet er inherent nedbrydeligt, kan det ifølge Europakommissionens Vejledning i risikovurdering (EC, 1996) forventes, at omkring 41% nedbrydes i renseanlæg, og omkring 59% ender i vandmiljøet. Intet ender i slam eller fordamper. Den højeste målte mængde p-nitroanilin i vaskevandet ved den simulerede husholdningsvask vil svare til en koncentration på op til 178 µg/l i vaskeluden fra en husholdningsvask med flotteforhold 1:4, hvis der kun vaskes tekstiler, der alle afgiver den målte mængde af stoffet. Indregnes at 59% vil gå igennem renseanlægget uændret, og tages der yderligere hensyn til 20 ganges initialfortynding, vil der i recipienten kunne optræde en koncentration på ca. 5 µg/l. Denne koncentration ligger omkring en faktor fem under den estimerede PNEC-værdi. Da der typisk vil være tale om en blanding af flere farvestoffer, og p-nitroanilin "kun" er konstateret i 3 tekstiler (3 ud af 16, knap 20%), vurderes det umiddelbart som urealistisk, at den estimerede PNEC-værdi vil kunne overskrides. Det skal dog bemærkes, at af de tre vaskevandsprøver (nr. 21, 22 og 23), hvor p-nitroanilin er konstateret, er de to kun svagt farvede (uklare), mens den tredje er kraftigt farvet. Det er derfor sandsynligt, at der (især i prøve nr. 23) er farvestoffer tilstede, der under reduktiv spaltning (anaerob nedbrydning) frigiver p-nitroanilin.

Diphenylamin

Diphenylamin (CAS nr. 122-39-4) er egentlig ikke en arylamin. Det består af anilin (benzenamin), hvor aminogruppen er bundet til phenyl og benævnes derfor også N-phenyl-benzenamin. Stoffet anvendes ved produktion af farvestoffer (CHEM-BANK, 1999), men frigives ikke på samme måde (ved reduktiv spaltning af azo-forbindelse) som de ovenfor beskrevne arylaminer. Det er fundet i et enkelt tekstil og i et tilhørende vaskevand i en koncentration svarende til 0,962 mg/kg. Diphenylamin er ikke let nedbrydeligt (MITI, 1992). Log K_{ow} for stoffet er 3,5 (Verschueren, 1997), og det må derfor betragtes som potentielt bioakkumulerbart. Der er dog ved bioakkumuleringsforsøg på fisk (AQUIRE, 1999) målt en biokoncentrationsfaktor på 30, og stoffet må, da denne faktor er under 100, betragtes som ikke bioakkumulerbart. Diphenylamin er tildelt klassificeringen R50/53 i Miljøstyrelsens liste over farlige stoffer (Miljø- og Energiministeriet, 1997). Stoffet er, som klassificeringen angiver (R50), meget giftigt over for vandlevende organismer, og der er målt akutte LC₅₀-værdier ned til 1.000 µg/l (fisk) (Roth, 1994). Hvad angår kroniske test, er det for dafniers reproduktion målt, at en koncentration på 160 µg/l (NOEC-værdi) lige netop ikke gav nogle effekter (IUCLID, 1996). En modelberegnet værdi for Henrys lovkonstant (EPIWIN, 1994/95) andra-

ger $0,11 \text{ Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$, og på baggrund af denne værdi vil fordampning af stoffet fra vand kun have lille betydning.

Der er ikke opstillet noget vandkvalitetskriterium for stoffet, men på grundlag af de ovenfor anførte data for akut og kronisk toksicitet kan det umiddelbart på basis af principperne i Europakommissionens Vejledning i risikovurdering (EC, 1996) beregnes, at en PNEC-værdi for stoffet vil ligge omkring $1\text{-}2 \mu\text{g/l}$. Murín *et al.* (1997) anvender en PNEC-værdi på $3,2 \mu\text{g/l}$ for stoffet. Den målte mængde diphenylamin i vaskevandet ved den simulerede husholdningsvask vil svare til en koncentration på op til $5.600 \mu\text{g/l}$ i vaskeluden fra en husholdningsvask med flotteforhold 1:4, hvis der kun vaskes tekstiler, der alle afgiver den målte mængde af stoffet. Da stoffet har en Henrys lovkonstant på $0,11 \text{ Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$, en $\log K_{ow}$ på 3,5 og antages ikke at være inherent nedbrydeligt, kan det ifølge Europakommissionens Vejledning i risikovurdering (EC, 1996) forventes, at omkring 0% nedbrydes i renseanlæg, omkring 26% tilføres slammet, og resten ender i vandmiljøet. Tages der yderligere hensyn til 20 ganges initialfortynding, vil der i recipienten kunne optræde en koncentration på $207 \mu\text{g/l}$. Denne koncentration ligger en faktor 100-200 over den estimerede PNEC-værdi. Diphenylamin er kun fundet i ét tekstil (knap 10%) af de 11 tekstiler/vaskevandsprøver, der blev analyseret for stoffet. Selvom husholdningsvask normalt foretages på en blanding af flere tekstiler, og koncentrationen af diphenylamin derfor sandsynligvis vil være lavere end de her målte, vurderes det som sandsynligt, at der vil kunne optræde situationer, hvor PNEC-værdien overskrides ved husholdningsvask. Denne vurdering støttes af det forhold, at silke (diphenylamin blev fundet i en silkepyjamas) i mange tilfælde sandsynligvis vaskes separat (skånevask/håndvask).

Methyldiphenylaminer

Der er ikke fundet relevante data for en risikovurdering af metyldiphenylaminer (ortho-, meta-, para-). Stofgruppen er konstateret i ét tekstil og i det tilsvarende vaskevand.

Frigivelse af arylaminer

40-80% af de farvestoffer, der via spildevand tilføres offentlige renseanlæg, vil, som anført i afsnit 7.1.5, ende i slammet på renseanlægget. Under anaerob udrådning af slammet eller under iltfattige forhold i beluftningstanke (i forbindelse med denitrifikation), vil der foregå reaktiv spaltning af azo-forbindelser og hermed frigivelse af arylaminer til vandfasen. Som tidligere beskrevet, og som gældende for alle de ovenfor behandlede, er mange arylaminer ikke let nedbrydelige, flere er ikke inherent nedbrydelige og de fleste er ikke nedbrydelige under anaerobe forhold. Det er derfor meget sandsynligt, at en stor del af de frigivne arylaminer via vandet fra afvanding af slam eller direkte via frigivelse i beluftningstankene, vil ende i recipienten.

På baggrund af disse forhold samt risikovurderingerne af de ovenstående enkelte arylaminer må udvaskningen af arylaminer og farvestoffer fra tekstiler under husholdningsvask betragtes som et sandsynligt miljømæssigt problem.

7.1.7 Miljøvurdering af toluendiisocyanat

Den substituerede toluen 2,4-toluendiisocyanat blev konstateret i to tekstiler ud af de 17, hvor der blev analyseret for stoffet. 2,4-toluendiisocyanat blev desuden fundet i én tilsvarende vaskevandsprøve i mængder svarende til 0,162 mg/kg, hvilket svarer til en udvaskning på 0,3%.

2,4-toluendiisocyanat
(2,4-TDI)

2,4-toluendiisocyanat (2,4-TDI) (CAS nr. 584-84-9) er ikke let nedbrydeligt, har en log K_{ow} på 0,21 (Pedersen *et al.*, 1994) og må derfor betegnes som ikke potentielt bioakkumulerbart. Stoffet må umiddelbart betegnes som skadeligt for vandmiljøet, idet der er målt en akut EC_{50} -værdi på 12.000 $\mu\text{g/l}$ for dafnier.

Der er ikke opstillet noget vandkvalitetskriterium for stoffet, men på grundlag af data fra Pedersen *et al.* (1994) - herunder den angivne lavest målte akut testværdi på 12.000 $\mu\text{g/l}$ - kan det umiddelbart på basis af principperne i Europakommissionens Vejledning i risikovurdering (EC, 1996) beregnes, at en PNEC-værdi for stoffet vil ligge omkring 12 $\mu\text{g/l}$. Den målte mængde 2,4-TDI i vaskevandet ved den simulerede husholdningsvask vil svare til en koncentration på op til 41 $\mu\text{g/l}$ i vaskeluden fra en husholdningsvask med flotteforhold 1:4, hvis der kun vaskes tekstiler, der alle afgiver den målte mængde 2,4-TDI. Tages der højde for initialfortyndingsfaktoren på 20, kommer koncentrationen af 2,4-TDI ned på omkring 2 $\mu\text{g/l}$. Denne værdi er en faktor 6 under den estimerede PNEC-værdi, uden at der er taget hensyn til skæbnen i renseanlægget. Det skal desuden bemærkes, at 2,4-TDI reagerer med stoffer indeholdende aktivt hydrogen, som f.eks. vand, og hydrolyseres i lave koncentrationer til toluendiamin (i løbet af én dag) - mens det ved høje koncentrationer primært vil polymeriserer (Howard, 1989; CHEM-BANK, 1999). Da det yderligere forholder sig sådan, at stoffet kun er fundet i to tekstiler (ét med givetvis polyurethanbelægning og ét med PVC-tryk), vurderes den fundne mængde 2,4-TDI ikke som et miljømæssigt problem i nærværende sammenhæng.

7.1.8 Miljøvurdering af nitrotoluen

Den substituerede toluen p-nitrotoluen blev konstateret i to tekstiler ud af de 17, hvor der blev analyseret for stoffet. p-Nitrotoluen blev desuden fundet i én tilsvarende vaskevandsprøve i mængder svarende til 0,016 mg/kg, hvilket svarer til en udvaskning på 0,3%.

p-nitrotoluen

p-nitrotoluen (CAS nr. 99-99-0) indgår bl.a. ved fremstilling af råvare til farvestofproduktion. Det er ikke let nedbrydeligt (MITI, 1992) men inherent bionedbrydeligt (IUCLID, 1996). Log K_{ow} for stoffet er 2,4, og der er ved bioakkumuleringsforsøg målt BCF-værdier op til 37 (Howard, 1989). Stoffet må derfor betragtes som ikke bioakkumulerbart. p-nitrotoluen er tildelt klassificeringen R51/53 i Miljøstyrelsens liste over farlige stoffer (Miljø- og Energiministeriet, 1997). Stoffet er, som klassificeringen angiver (R51), giftigt over for vandlevende organismer, og der er målt akutte LC_{50} -værdier ned til 7.500 $\mu\text{g/l}$ (krebsdyr) (AQUIRE, 1999). Hvad angår kroniske test, er det for dafniers reproduktion målt, at en koncentration på 700 $\mu\text{g/l}$ (NOEC-værdi) lige netop ikke gav nogle effekter (IUCLID, 1996). Henrys lovkonstant andrager 5,1 Pa · m³/mol, og på

baggrund af denne værdi vil fordampning fra vand af stoffet være betydelig.

Der er ikke opstillet noget vandkvalitetskriterium for stoffet, men på grundlag af de ovenfor anførte data for akut og kronisk toksicitet kan det umiddelbart på basis af principperne i Europakommissionens Vejledning i risikovurdering (EC, 1996) beregnes, at en PNEC-værdi for stoffet vil ligge omkring 7 µg/l. Den målte mængde p-nitrotoluen i vaskevandet ved den simulerede husholdningsvask vil svare til en koncentration på op til 4 µg/l i vaskeluden fra en husholdningsvask med flotteforhold 1:4, hvis der kun vaskes tekstiler, der alle afgiver den målte mængde af stoffet. Denne værdi ligger under den estimerede PNEC-værdi, før der er taget hensyn til initialfortynding, skæbne i renseanlæg, fordampning mm., og den konstaterede mængde p-nitrotoluen vurderes derfor ikke som et miljømæssigt problem i nærværende sammenhæng.

7.1.9 Miljøvurdering af benzensulfonamider

Der er i alt fundet tre benzensulfonamider i de analyserede tekstiler. Af disse er N-butylbensensulfonamid fundet i fire tekstiler og i de tilsvarende vaskevandsprøver i mængder svarende op til godt 55 mg/kg. N-ethyltoluensulfonamid er kun fundet i ét tekstil og i den tilsvarende vaskevandsprøve i en mængde svarende til 7,53 mg/kg. Det tredje stof, N-methyltoluensulfonamid, er ligeledes kun fundet i ét tekstil og den tilsvarende vaskevandsprøve i en mængde svarende til 3,13 mg/kg. For alle tre stoffer er der målt udvaskningsprocenter over 100% (op til 200%), hvilket kunne tyde på, at stofferne kan blive dannet (fraspaltes) under husholdningsvask.

N-butylbensensulfonamid

N-butylbensensulfonamid har CAS nr. 3622-84-2. Der er ikke fundet relevante data til en risikovurdering af stoffet. Der er dog angivet en koncentration på 5 mg/l for stress på fisk i AQUIRE (1999). Resultater af modelberegninger (QSARs) (EPIWIN, 1994/95) indikerer, at stoffet ikke er let nedbrydeligt, ikke potentielt bioakkumulerbart, og at fordampning fra vand ikke vil være særligt betydelig. Stoffet er fundet i rimeligt høje koncentrationer, svarende til max. 14 mg/l i vaskeluden. Antages konservativt at stoffet går igennem renseanlægget uændret, vil der i recipienten, når der tages hensyn til initialfortynding på 20 gange, kunne optræde en koncentration på 0,7 mg/l. Det vurderes ikke som usandsynligt, at PNEC-værdien for stoffet vil kunne ligge under 0,7 mg/l. Det kan derfor ikke udelukkes, at stoffet kan være et miljømæssigt problem i nærværende sammenhæng.

N-ethyltoluensulfonamid *N-methyltoluensulfonamid*

Der er ikke fundet relevante data for en risikovurdering af N-ethyltoluensulfonamid og N-methyltoluensulfonamid.

7.1.10 Miljøvurdering af polycykliske forbindelser

Af de fire konstaterede polycykliske forbindelser i de 17 analyserede tekstiler blev kun to fundet i de tilhørende vaskevandsprøver. Det drejer sig om acridin og isoquinolin, der henholdsvis blev konstateret i ét enkelt og i to tekstiler. De blev desuden hver fundet i én tilsvarende vaske-

vandsprøve i mængder svarende til henholdsvis 0,409 mg/kg og 0,024 mg/kg, hvilket svarer til en udvaskning på henholdsvis 8% og 2,4%.

Acridin

Acridin (CAS nr. 260-94-6) bruges ved produktion af farvestoffer (intermediær) og indgår i bl.a. Acridin Orange (Solvent Orange 15). Stoffet er ikke inherent nedbrydeligt og derfor heller ikke let nedbrydeligt (CHEM-BANK, 1999). Let nedbrydelighed er dog påvist under anaerobe forhold (CHEM-BANK, 1999). Log K_{ow} for stoffet er ca. 3,5 (Verschuere, 1997). Der er målt biokoncentrationsfaktorer (BCF) i fisk på op til 125, og det må derfor betragtes som bioakkumulerbart. Der er målt akutte EC_{50} -værdier ned til 220 $\mu\text{g/l}$ (algevækst) (AQUIRE, 1999), og stoffet må derfor betegnes som meget giftigt. Hvad angår kroniske test, er der for krebsdyrs reproduktion rapporteret flere resultater om effekter i området 300-800 $\mu\text{g/l}$ (to resultater helt nede på 0,4 $\mu\text{g/l}$ og 0,8 $\mu\text{g/l}$) (AQUIRE, 1999). En modelberegnet værdi for Henrys lovkonstant (EPIWIN, 1994/95) andrager 0,04 $\text{Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$, og på denne baggrund vil fordampning af stoffet fra vand ikke være betydelig.

Der er ikke opstillet noget vandkvalitetskriterium for stoffet, men på grundlag af de ovenfor anførte data for akut og kronisk toksicitet kan det umiddelbart på basis af principperne i Europakommissionens Vejledning i risikovurdering (EC, 1996) beregnes, at en PNEC-værdi for stoffet vil ligge omkring 0,2 $\mu\text{g/l}$. Den målte mængde acridin i vaskevandet ved den simulerede husholdningsvask vil svare til en koncentration på op til 102 $\mu\text{g/l}$ i vaskeluden fra en husholdningsvask med flotteforhold 1:4, hvis der kun vaskes tekstiler, der alle afgiver den målte mængde af stoffet. Da stoffet har en Henrys lovkonstant på 0,04 $\text{Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$, en log K_{ow} på 3,5 og ikke er inherent nedbrydeligt, kan det ifølge Europakommissionens Vejledning i risikovurdering (EC, 1996) forventes, at omkring 0% nedbrydes i renseanlæg, omkring 26% tilføres slammet, og resten ender i vandmiljøet. Tages der yderligere hensyn til 20 ganges initialfortynding, vil der i recipienten kunne optræde en koncentration på 3,8 $\mu\text{g/l}$. Denne koncentration ligger næsten en faktor 20 over den estimerede PNEC-værdi. Acridin er kun fundet i ét tekstil (godt 5%) af de 17 tekstiler/vaskevandsprøver, der blev analyseret for stoffet. Selvom husholdningsvask normalt foretages på en blanding af flere tekstiler, og koncentrationen af acridin derfor sandsynligvis vil være lavere end de her målte, vurderes det ikke som helt usandsynligt, at der vil kunne optræde situationer, hvor PNEC-værdien overskrides ved husholdningsvask. Denne vurdering støttes af det forhold, at silke (acridin blev fundet i en silkepyjamas) i mange tilfælde sandsynligvis vaskes separat (skånevask/håndvask).

Isoquinolin

Isoquinolin har CAS nr. 119-65-3. Quinolin (en isomer af isoquinolin) indgår ved produktion af farvestoffer (CHEM-BANK, 1999). Quinolin er ikke let nedbrydeligt (MITI, 1992) men inherent nedbrydeligt (CHEM-BANK, 1999), hvilket antages ligeledes at gælde for isoquinolin. Log K_{ow} for isoquinolin er ca. 2,1 (EPIWIN, 1994/95; CHEM-BANK, 1999), og der er målt biokoncentrationsfaktorer (BCF) i fisk for quinolin på 8 (CHEM-BANK, 1999). Isoquinolin må derfor betragtes som ikke bioakkumulerbart. Der er målt akutte EC_{50} -værdier ned til 8.800 $\mu\text{g/l}$ (algevækst) (AQUIRE, 1999), og stoffet må derfor betegnes som giftigt. En modelberegnet værdi for Henrys lovkonstant (EPIWIN, 1994/95) andra-

ger $0,04 \text{ Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$, og på denne baggrund vil fordampning af stoffet fra vand ikke være betydende.

Der er ikke opstillet noget vandkvalitetskriterium for stoffet, men på grundlag af de ovenfor anførte data for akut toksicitet kan det umiddelbart på basis af principperne i Europakommissionens Vejledning i risikovurdering (EC, 1996) beregnes, at en PNEC-værdi for stoffet vil ligge omkring $8,8 \mu\text{g}/\text{l}$. Den målte mængde isoquinolin i vaskevandet ved den simulerede husholdningsvask vil svare til en koncentration på op til $6 \mu\text{g}/\text{l}$ i vaskeluden fra en husholdningsvask med flotteforhold 1:4, hvis der kun vaskes tekstiler, der alle afgiver den målte mængde af stoffet. Denne værdi ligger under den estimerede PNEC-værdi, før der er taget hensyn til initialfortynding, skæbne i renseanlæg mm. Den konstaterede mængde isoquinolin vurderes derfor ikke som et miljømæssigt problem i nærværende sammenhæng.

7.1.11 Miljøvurdering af substituerede benzener

Ingen af de fire fundne substituerede benzener i de analyserede tekstiler blev genfundet i de tilsvarende vaskevandsprøver. De er derfor ikke risikovurderet.

7.1.12 Miljøvurdering af metaller

På nær kviksølv blev alle de metaller, der blev konstateret i tekstilerne, også fundet i vaskevandsprøverne. I tabel 7.1 er de fundne koncentrationer i vaskeluden sammenlignet med vejledende grænseværdier (kvalitetskriterier ganget med 10) fra Miljøstyrelsens Spildevandsvejledning (Miljøstyrelsen, 1994; VKI, 1997). For de metaller, der mangler danske, vejledende grænseværdier, er der brugt hollandske vandkvalitetskriterier (MPC'er: Maximum Permissible Concentration) (RIVM, 1999), som i lighed med de danske er ganget med en faktor 10 for at nå frem til vejledende grænseværdier, også benævnt udlederkravværdier.

Tabel 7.1

Sammenligning af metalkoncentrationer i vaskelud med vejledende grænseværdier

Metal	Vejledende grænseværdier (mg/l)	Max. koncentration i vaskelud (mg/l)	Max. faktor hvor med grænseværdi overskrides	Tekstiler hvis vaskelud overskrider grænseværdi (faktor i parentes)
Barium (Ba)	2 *	0,5	i.o.	i.
Cobalt (Co)	0,03 *	1,1	36	13 (36)
Chrom (Cr)	0,3	6,8	23	13 (5,1); 16 (23); 17 (4,2)
Kobber (Cu)	0,5	3,2	6,4	8 (6,4)
Kviksølv (Hg)	0,003	< 0,001	i.o.	i.
Nikkel (Ni)	0,25	0,46	1,8	6 (1,8); 10 (1,1)
Zink (Zn)	3,0	26	8,7	10 (1,4); 15 (8,7); 17 (1,8); 18 (4,5)
Arsen (As)	0,3 *	0,02	i.o.	i.
Cadmium (Cd)	0,003	0,1	34	1 (23); 12 (34); 13 (32); 22 (1,1)
Tin (Sn)	0,2 *	5,6	28	12 (28)
Bly (Pb)	0,1	1,6	16	9 (1,4); 10 (3,6); 13 (16)

*: Baseret på hollandske vandkvalitetskriterier (RIVM, 1999)

i.o.: Ingen overskridelse

i. : Ingen

Barium, kviksølv, arsen

Som det fremgår af tabel 7.1 kan der ikke konstateres overskridelse af de vejledende grænseværdier for barium (Ba), kviksølv (Hg) og arsen (As), som der henholdsvis er analyseret for i seks, to og seks vaskevandsprøver. For alle de øvrige metaller er 17 vaskevandsprøver analyseret.

Cobalt

For cobalt (Co) blev der kun konstateret overskridelse af grænseværdien i én enkelt vaskevandsprøve men med 36 gange. En enkelt anden prøve (tekstil nr. 14) gav 0,02 mg/l, mens de øvrige ligger under detektionsgrænsen. Muligheden for, at der ved husholdningsvask af blandede tekstiler i enkelte tilfælde kan forekomme overskridelse af den vejledende grænseværdi, kan på dette grundlag ikke udelukkes.

Chrom

Chrom (Cr) overskrider grænseværdien i tre tilfælde med henholdsvis 5,1; 23 og 4,2 gange. Herudover indeholder vaskeluden fra vask af ét andet tekstil chrom svarende til godt halvdelen af grænseværdien og tre andre omkring en fjerdedel af grænseværdien. Det kan derfor ikke udelukkes, at der vil kunne optræde tilfælde, hvor grænseværdien for chrom overskrides i vaskeluden ved husholdningsvask.

Kobber

Analyserne for kobber (Cu) i vaskevandsprøverne viser kun én overskridelse af den vejledende grænseværdi men på 6,4 gange. Tre andre prøver (nr. 1, 6 og 10) gav omkring 0,4 mg/l, mens de øvrige ligger pænt under grænseværdien. Muligheden for, at der ved husholdningsvask af blandede tekstiler i ganske få tilfælde kan forekomme overskridelse af den vejledende grænseværdi, kan på dette grundlag ikke udelukkes.

Nikkel

Hvad angår nikkel (Ni), er der konstateret koncentrationer, der overskrider grænseværdien i to tilfælde, men kun med faktorer på henholdsvis

1,8 og 1,1. Alle øvrige vaskevandsprøver ligger under detektionsgrænsen. På dette grundlag vurderes det usandsynligt, at der vil kunne optræde overskridelse af grænseværdien ved husholdningsvask af blandede tekstiler.

Zink

Grænseværdien for zink (Zn) er overskredet i fire tilfælde med henholdsvis 1,4; 8,7; 1,8 og 4,5 gange. Derudover ligger én prøve på grænseværdien og én lige under. Seks prøver ligger mellem halvdelen og to tredjedele af grænseværdien. Alle prøver ligger over detektionsgrænsen og den lavest målte koncentration udgør ca. én niendedel af grænseværdien. Det kan derfor ikke udelukkes, at der vil kunne optræde overskridelser af grænseværdien i vaskeluden ved husholdningsvask.

Cadmium

Hvad angår cadmium (Cd), er der i vaskeluden fundet koncentrationer, der svarer til en overskridelse af grænseværdien på henholdsvis 23; 34; 32 og 1,1 gange. Herudover ligger én prøve på grænseværdien, tre prøver på knap tre fjerdedele af grænseværdien og to prøver på omkring halvdelen af grænseværdien. Det kan derfor ikke udelukkes, at der vil kunne optræde overskridelser af grænseværdien i vaskeluden ved husholdningsvask.

Tin

Overskridelse af grænseværdien for tin (Sn) er kun fundet i ét enkelt tilfælde men med 28 gange. To andre prøver ligger lige under 0,1 mg/l, mens de fleste af de øvrige ligger betydeligt under. Det kan dog ikke på dette grundlag udelukkes, at der ved husholdningsvask i ganske få tilfælde vil kunne forekomme overskridelse af den vejledende grænseværdi.

Bly

Grænseværdien for bly (Pb) er overskredet i tre tilfælde med henholdsvis 1,4; 16 og 3,6 gange. Herudover er der tre prøver, der ligger lige under eller på grænseværdien. De fleste af de øvrige analyser giver en koncentration i vaskeluden, der ligger mellem en tiendedel og en tredjedel af grænseværdien. Det kan derfor ikke udelukkes, at der vil kunne optræde overskridelser af grænseværdien i vaskeluden ved husholdningsvask.

7.1.13 Opsummering

Der er udført en risikovurdering af de stoffer, der blev konstateret i vaskevandet samt farvestoffer/pigmenter herunder visse arylaminer. Stoffer, for hvilke det vurderes sandsynligt, at der i forbindelse med husholdningsvask af tekstiler svarende til de her undersøgte vil være risiko for miljøeffekter i vandmiljøet og/eller jordmiljøet i forbindelse med udbringning af spildevandsslam på landbrugsjord, omfatter:

- nikotin
- diethylhexylphthalat (DEHP)
- nonylphenoethoxylater (NPEO)
- 2,6-dichlor-4-nitroanilin
- 2-chlor-4-nitroanilin
- 6-methyl-3-nitroanilin
- diphenylamin
- acridin
- cadmium
- chrom

- bly
- zink

Stoffer, for hvilke det er mindre sandsynligt men ikke på det foreliggende grundlag kan udelukkes, at der kan optræde miljøeffekter, omfatter:

- 4-methyl-3-nitroanilin
- p-chloranilin
- N-butylbenzensulfonamid
- cobalt
- tin
- kobber

Hertil kommer udvaskning af farvestoffer, der for azo-forbindelsernes vedkommende spaltes i arylaminer under reductive forhold (f.eks. i renseanlæg) og derfor sandsynligvis bidrager væsentligt til miljøbelastningen med arylaminer. Det skal desuden bemærkes, at selvom den udførte risikovurdering af det enkelte arylamin ikke viser risiko for miljøeffekter, vil arylaminen bidrage til den samlede tilstedeværende mængde arylaminer i en husholdningsvask. Da effektpotentialet af arylaminer givetvis er additiv, vil der sandsynligvis være situationer, hvor den samlede mængde arylaminer i en husholdningsvask overstiger PNEC-værdien, selvom de enkelte arylaminer ikke gør. Dette skal ses på baggrund af, at undersøgelsen her viser, at forekomsten af arylaminer (og azo-farvestoffer) i tekstiler er meget udbredt.

Stoffer, der blev konstateret i vaskevandet, men som på grund af datamangel ikke har kunnet risikovurderes, omfatter:

- 2-brom-6-chlor-4-nitroanilin
- 2-cyano-4-nitroanilin
- 6-brom-2,4-dinitroanilin
- 6-chlor-2,4-dinitroanilin
- methyldiphenylaminer
- N-ethyltoluensulfonamid
- N-methyltoluensulfonamid

Hertil kommer farvestoffer, som visuelt er konstateret i vaskevandet.

Den her udførte risikovurdering er udelukkende baseret på data fra førstegangsvask af tekstiler. Udvasningen af de konstaterede tekstilkemikalier varierer fra under 1% til 100%. For de fleste stoffer udvaskes væsentligt under halvdelen af den tilstedeværende mængde, f.eks. er udvasningen under 10% for godt 80% af de konstaterede arylaminer. Det er derfor ikke usandsynligt, at der for flere stoffers vedkommende vil kunne forekomme en betydende udvaskning ved de efterfølgende vaske.

Endeligt skal det bemærkes, at risikovurderingen er gennemført på basis af ”få” udvalgte stikprøver (22 tekstiler) set i forhold til et meget stort, varieret og omskifteligt tekstilmarked. Det er derfor sandsynligt, at der på markedet forekommer andre stoffer end de her fundne, som ved husholdningsvask vil udgøre en risiko for vandmiljøet. Hertil kommer, at stoffer der her, på grund af lav koncentration i vaskevandet, vurderes ikke at

udgøre en risiko, muligvis vil kunne forekomme i højere koncentrationer ved vask af andre tekstiler og hermed udgøre en risiko. Samlet kan det konkluderes, at det forhold, at undersøgelsen her udpeger visse stoffer som udgørende en miljørisiko ved husholdningsvask, ikke "frikender" de øvrige stoffer.

7.2 Screening for sundhedsrisiko ved brug og detailsalg af tekstiler

Forudsætninger

Ved eksponeringsberegningerne benytter vi nedenstående "reasonable worst-case" forudsætninger. Ved "Reasonable worst case" skal forstås rimeligt ugunstige, men ikke urealistiske situationer. "Reasonable worst case" omfatter det øvre estimat af ekstrem brug og rimelig forudsigeligt misbrug, f.eks. at børn sutter eller gnaver i tekstiler, f.eks. deres sengetøj. Risikoscreeningen tager altså sigte på at belyse forholdene for forbrugere i ekstreme, men realistiske situationer, og ikke blot gennemsnitssituationen.

- Vi regner med, at forbrugeren er et barn på 10 kg. Denne forbruger er valgt, fordi det for mange stoffers vedkommende er den mest følsomme forbruger, og samtidig den, som vil få størst dosis i forhold til kropsvægt. Forbrugeren på 10 kg er i 2-årsalderen, netop den alder hvor sandsynligheden for gennemblødt tøj er stor.
- Vi regner med, at 1 stykke tekstil vejer ca. 0,5 kg. Dette er en beregningsmæssig forenkling. I nogle tilfælde, f.eks. tøj til børn, vil tøjet veje mindre, i andre tilfælde, som f.eks. sengelinned, som også bruges af børn, vil tekstilet veje mere.
- Vi regner med, at 100% af det maksimalt fundne kvantum kemikalie afsættes på huden. Tøj, sengelinned, håndklæder etc. er så kropsnære, at det kemikalie, der vurderes, vil kunne afsættes på huden. Forbrugeren sveder, hvilket vil fremme opløsningen og migrationen af de fundne stoffer. Man skal dog huske på, at det maksimalt fundne i denne undersøgelse ikke nødvendigvis er det absolutte maksimum, for det der aktuelt kan findes på markedet. Men det er den værdi vi kender, og derfor går vi ud fra den.
- Vi regner med 100% absorption af det på huden afsatte kemikalie, medmindre konkrete data taler for en mindre absorptionsgrad. Det er rimeligt at antage fuldstændig absorption i situationer, hvor sved opbløder huden og åbner porerne, så stofferne nemmere kan absorberes via huden. Især børn vil savle og spilde mad og drikke mm. ned ad tøjet, hvilket vil have samme effekt som sved nævnt ovenfor. Det er sjældent, at vi kender den tid, det tager for et kemikalie at bevæge sig ud af tekstilet, over på huden og gennem huden. Noget forsimplet forudsætter vi derfor, at der er tale om en enkeltdosis, eller i hvert fald en dosis afgivet over relativt få dage, idet vi regner med, at tøjet bæres i få dage, før det vaskes. Når tøjet er vasket første gang, vil koncentrationen af de fundne stoffer, som det fremgår af udvaskningsprocenterne i kapitel 6, være nedbragt i varierende omfang.

Generel fremgangsmåde

For hvert enkelt stof angiver vi navn og CAS nr. for entydig identifikation, samt eventuelle synonyme, ofte anvendte navne eller forkortelser.

Vi anvender den højest målte koncentration af det pågældende stof i de analyserede tekstilprodukter som udgangspunkt for risikoscreeningen.

Risikoscreeningen er udført summarisk på basis af pålidelig dokumentation i reviewform, og vi har kun i enkelte tilfælde søgt og gået tilbage til originallitteratur.

Risikoscreeningen er bygget op således, at den for hvert enkelt stof indledes med en fareidentifikation, som oftest begrænset til en konstatering af, hvad der må anses som den kritiske effekt ved stoffet, eventuelt med angivelse af målorganer. Dernæst følger en farekarakterisering, med angivelse af dosis-respons forhold. Der fokuseres hovedsageligt på forholdene ved kontakt med stofferne via hud og åndedrætsorganer. Beregninger af risikoen ved inhalation er dog kun udført for de stoffer, som er flygtige og/eller frembyder fare ved inhalation. Oral indtagelse, som f.eks. ved børns tygning af tøj, er kun taget i betragtning i ét tilfælde, hvor oral indtagelse af stoffet synes at frembyde særlig fare. Ud over dette er der ikke regnet på oral indtagelse, idet den mængde, der forudsættes absorberet gennem huden, ikke samtidigt kan beregnes absorberet via mavetarmkanalen. Beregningsmæssigt skelner vi ikke mellem, om dosis er opnået ved absorption gennem huden eller tygning/sutning.

Hvor det er muligt, beregner vi eller anvender de i litteraturen fundne, tolerable daglige indtag (TDI). Der findes forskellige metoder til at beregne det tolerable eller acceptable daglige indtag. Resultatet heraf betegnes TDI (tolerabelt dagligt indtag), ADI (acceptabelt dagligt indtag), eller RfD (referencedosis). Hvor det er muligt anvendes én af disse værdier. Ved vurdering af eksponering via indånding sammenligner vi med de af US-EPA fastsatte "reference concentrations" (RfC) eller Arbejdstilsynets grænseværdier, hvis sådanne findes for de pågældende stoffer. Selv om der således er tale om grænseværdier fastsat til forskellige formål, med forskellige usikkerhedsfaktorer mm., anvender vi dem hér i risikoscreening af stoffer i tekstiler, men med behørig hensyntagen til usikkerhedsfaktorerne hvis de er kendt.

Vi angiver den fundne eksponering ud fra ovennævnte "worst-case" forudsætninger. Derefter udføres risikokarakterisering ved en sammenligning mellem eksponering og TDI (eller tilsvarende værdi). I den konkluderende risikoscreening tages endvidere i betragtning, hvor ofte den pågældende eksponering skønnes at finde sted, og hvor stærkt bevismaterialet for de pågældende effekter er.

Vi har ikke gennemført nogen prioritering mellem de forskellige stoffer ud fra alvorligheden af deres respektive effekter. De fleste mennesker vil nok umiddelbart mene, at risiko for kræft er værre end risiko for barnløshed, irritation og allergi. Vi kan ikke ud fra et videnskabeligt synspunkt afgøre, hvad der er værst. Vi skal blot nøjes med at påpege, at irritative og allergifremkaldende stoffer nedbryder hudens barriere mod andre skadelige stoffer, f.eks. også kræftfremkaldende stoffer. Allergi er en sygdom, man har for livet, når først man har pådraget sig den. Allergi kan forringe livskvaliteten betydeligt, men symptomerne kan i mange tilfælde holdes nede ved medicinsk behandling og/eller ved at undgå at blive udsat for de allergiudløsende stoffer.

Naphthalen

7.2.1 Sundhedsvurdering af biocider

Det højest fundne indhold af naphthalen (CAS nr. 91-20-3) andrager 1 mg pr. kg tekstil.

Naphthalen kan optages gennem huden, mave-tarmkanalen og ved indånding. Kritisk effekt hos mennesker er hæmolytisk anæmi, der viser sig ved lavt hæmoglobinindhold i blodet, lav hæmatokritværdi, formindsket antal røde blodlegemer, forøget antal reticulocytter, Heinz legemer, forøget koncentration af bilirubin i serum og fragmentation af de røde blodlegemer. Alvorlige tilfælde fører til gulsot med påvirkning af hjernen. Dosis-respons data mangler (IRIS, 1999).

I dyreforsøg ses ved regelmæssig inhalation af 9,3 mg/m³ i længere tid (op til 2 år) inflammation samt celleforandringer i næseslimhindens epithelceller, hvilket medfører tilstopning af næsen samt tab af lugtesans. Der er ikke noget, der tyder på, at celleforandringerne er forløbere for kræft (IRIS, 1999).

IRIS (1999) har fastsat en referencedosis (RfD) ved oralt indtag på 0,02 mg/kg/dag.

Ved inhalation har IRIS fastsat en "reference concentration" (RfC) på 0,003 mg/m³.

Antages et barn på 10 kg at absorbere (oralt eller dermalt) indholdet af naphthalen i et stykke tøj på 0,5 kg, fås en dosis på 0,05 mg/kg legems-vægt som enkeltdosis. Dette er i samme størrelsesorden som RfD, så selv ved gentagne doser med tøj af samme beskaffenhed skønnes risikoen for skadelige effekter at være ringe.

Naphthalen fra tøjet kan desuden afgives til luften. Dette kan give problemer for butikspersonalet, hvis der er meget tøj i et lille lokale med dårlig ventilation.

Følgende realistiske scenarium kan opstilles: 20 trøjer à 0,5 kg ophængt i et lokale på 3 x 4 x 2,5 m. Hvis hele det maksimalt fundne indhold af naphthalen afgives, kan koncentrationen i luften nå op på 0,33 mg/m³. Dette er ca. 110 gange mere end RfC for naphthalen på 0,003 mg/m³. Ud fra dette vurderes det, at der er risiko for, at personalet vil kunne opleve betændelse i næseslimhinden. Det skal dog bemærkes, at Arbejdstilsynets grænseværdi (1996) er 50 mg/m³.

Nikotin

Nikotin (CAS nr. 54-11-5) er fundet i koncentrationer op til 16 mg pr. kg tekstil.

Virkningerne af nikotin er velkendt fra tobaksrygning. Nikotin optages relativt nemt gennem huden. Det er således vist, at hunde gennem intakt hud optager ca. 7,5% af den påsatte dosis nikotin på 1 time (HSDB, 1998). En sammenligning med nikotinplastre synes relevant i dette tilfælde. Sådanne fås med 5, 10 eller 15 mg nikotin til afgivelse i løbet af 16 timer. Et stykke tøj skønnes at veje ca. ½ kg og afgiver altså max. 8

mg nikotin, svarende til 0,6 mg nikotin pr. time, hvis man har tøjet på i mindst 13 timer (100% divideret med 7,5% pr. time). Hvis tøjet er kropsnært, kan absorptionen af nikotin således blive i samme størrelsesorden som fra et nikotinplaster. Dette vil for tilvænnede rygere næppe have nogen synderlig effekt, mens ikke-rygere og især børn vil kunne få symptomer på forgiftning i form af svaghedsfølelse, sved, spytflåd, brænden i svælget, kvalme, opkastning, diarré, hjertebanken, dilaterede pupiller, svimmelhed og påvirkning af kredsløbet.

Det skønnes, at 60 mg nikotin udgør en dødelig dosis for voksne (HSDB, 1998). Børn (2 hhv. 9 år) har fået moderate forgiftningssymptomer ved indtagelse gennem munden af doser på 1-2 mg (Lægemiddelkataloget, 1998). Det er derfor muligt, at små børn ved gennemtygning af nikotinholdigt tøj, f.eks. 1/8 trøje, kan få forgiftningssymptomer, dog ikke med fatal udgang.

2,4-dichlorbenzylalkohol

Det højest fundne indhold af 2,4-dichlorbenzylalkohol (CAS nr. 1777-82-8) er 1 mg pr. kg tekstil.

Den akutte giftighed af 2,4-dichlorbenzylalkohol er lav. LD₅₀ ved oral indgift til rotter er 2.300 mg/kg legemsvægt. 2,5% i creme virker ikke irriterende på menneskehud, og stoffet er heller ikke fundet allergifremkaldende ved forsøg med marsvin.

Ved et tre ugers fodringsforsøg på rotter fandtes ingen effekter ved det højeste dosisniveau, 500 mg/kg (Stern, 1980). Ovennævnte data stammer fra en kilde, som kan være behæftet med fejl, men det er den eneste, vi har kunnet finde. Hvis de 500 mg/kg betragtes som NOAEL (no-observed-adverse-effect-level - den højeste dosis hvor der ikke er observeret skadevirkninger), kan vi med en usikkerhedsfaktor på 1.000 nå frem til en TDI på 0,5 mg/kg legemsvægt/dag.

2,4-dichlorbenzylalkohol er tilladt som konserveringsmiddel i kosmetik i koncentrationer på maksimalt 0,15% (Kosmetikbekendtgørelsen, 1998). 1 mg/kg tøj svarer til 0,0001% i tøjet, altså 1.000 gange mindre, end det der tillades i kosmetik.

0,5 kg tøj indeholder maksimalt 0,5 mg 2,4-dichlorbenzylalkohol. Antages hele dette kvantum absorberet af et barn på 10 kg, svarer dette til en eksponering på ca. 0,05 mg/kg legemsvægt. Dette er 10 gange under det estimerede TDI. Den fundne koncentration af stoffet i tøjet vurderes derfor at give en ringe risiko for skadevirkninger.

o-chlorphenol

Det højest fundne indhold af o-chlorphenol (CAS nr. 95-57-8), også kaldet 2-chlorphenol, andrager 3,9 mg pr. kg tekstil.

o-chlorphenol er klassificeret som sundhedsskadeligt ved indtagelse, indånding og hudkontakt. Den akutte giftighed ved oral indgift til rotter varierer med en LD₅₀ mellem 40 og 670 mg/kg (RTECS, HSDB, 1999). Stoffet kan optages gennem huden. Dødelig dosis for mennesker er ca. 8 g.

HSDB (1999) angiver, at stoffet kan forårsage kontaktdermatitis (udslæt ved kontakt med huden).

Ved forsøg med fodring af rotter over to generationer med o-chlorphenol ses reproduktionstoksiske effekter som kritisk effekt. Selv om der sås en stigning i relativt antal befrugtninger, var der også en stigning i antallet af dødfødsler og et fald i kuld størrelserne hos rotter eksponeret med 500 ppm o-chlorphenol i drikkevandet. Dette fører til en RfD på 0,005 mg/kg/dag fastsat med en usikkerhedsfaktor på 1.000 (IRIS, 1999).

0,5 kg tøj indeholder maksimalt 2 mg o-chlorphenol. Antages hele dette kvantum absorberet af et barn på 10 kg, svarer dette til en eksponering på ca. 0,2 mg/kg legemsvægt. Dette er 40 gange over RfD. En sådan enkelt-eksponering er formentlig ikke skadelig, bortset fra risikoen for at få kontaktdermatitis. Da RfD gælder for en livslang periode, og eksponeringen med o-chlorphenol via tøjet forventes at være af kort varighed, må risikoen for skadelige virkninger på reproduktionsevnen ved denne eksponering anses for lille.

o-chlorphenol har en gennemtrængende, ubehagelig, karbolagtig lugt. Lugtgrænsen er 0,18 mg/m³ luft og 0,33-10 µg/l vand (HSDB, 1999).

Arbejdstilsynet (1996) har fastsat en grænseværdi for o-chlorphenol i luft på 0,5 mg/m³.

Følgende realistiske scenarium kan opstilles: 20 T-shirts à 0,5 kg op-hængt i et lokale på 3 x 4 x 2,5 m. Hvis hele det maksimalt fundne indhold af o-chlorphenol afgives, kan koncentrationen i luften nå op på ca. 1,3 mg/m³. Dette er ca. 3 gange mere end grænseværdien for o-chlorphenol. Ud fra dette vurderes det, at der er risiko for, at personalet vil kunne lide skade ved afdampningen fra tøjet med den målte koncentration af o-chlorphenol.

7.2.2 Sundhedsvurdering af blødgørere og fikseringsmidler

Butylbenzylphthalat

Af butylbenzylphthalat, BBP, (CAS nr. 85-68-7) er det højest fundne indhold 340 mg pr. kg tekstil.

Den akutte giftighed af BBP er relativt lav, LD₅₀ for rotter ved oral indgift er 2.330 mg/kg (RTECS, 1998). Lang tids kontakt med stoffet kan virke irriterende (HSDB, 1998).

Ved oral indgift er der ikke beviser for kræftfremkaldende effekter, ligesom stoffet heller ikke synes at være genotoksisk. Forsøg på rotter har vist fosterskadende effekter samt effekter på testiklerne (Nielsen & Larsen, 1996; Toppari *et al.*, 1995).

US-EPA har fastsat en oral referencedosis, RfD, for BBP på 0,2 mg/kg legemsvægt pr. dag (IRIS, 1998). Dette er i overensstemmelse med den af CSTE (1998) fastsatte TDI på 0,2 mg/kg legemsvægt pr. dag.

Baseret på forsøg med rotter forventes, at ca. 4% af påsmurt dosis bliver absorberet gennem huden i løbet af 1 dag, og ca. 30% i løbet af 7 dage (Elsisi *et al.*, 1989).

Lang tids kontakt (dagevis) med tøj med det maksimalt målte indhold af BBP kan forårsage nogen irritation af huden.

0,5 kg tøj indeholder maksimalt 170 mg BBP. Hvis den samme T-shirt beholdes på en hel uge, absorberes 30% af de 170 mg gennem huden, dvs. 51 mg. Et barn på 10 kg kan således blive udsat for 0,7 mg/kg legemsvægt/dag. En voksen på 60 kg kan blive udsat for 0,1 mg/kg legemsvægt/dag.

Der er ikke risiko for akut forgiftning. Da der for børn kan blive tale om en overskridelse af RfD på ca. 3 gange, vurderes det, at der er en ringe risiko, hvis der er tale om en éngangseksponering. Hvis det meste af barnets (eller den gravides) tøj er af denne beskaffenhed, vil der dog være risiko, omend lille, for skader på drengbørns testikler.

Dibutylphthalat

Af dibutylphthalat, DBP, (CAS nr. 84-74-2) er det højest fundne indhold 13 mg pr. kg tekstil.

Den akutte giftighed af DBP er meget lav, LD₅₀ for rotter ved oral indgift er 8 g/kg. Den laveste, akutte toksiske dosis for mennesker er 140 mg/kg (RTECS, 1999).

Forsøg på rotter har vist fosterskadende effekter samt effekter på testiklerne (Nielsen & Larsen, 1996; Toppari *et al.*, 1995).

EU's videnskabelige komité for toksicitet, økotoksicitet og miljø (CSTEE) har senest i november 1998 fastsat en TDI for DBP på 0,1 mg/kg legemsvægt pr. dag. Den kritiske effekt for DBP i en 2-generationsundersøgelse på rotter var reduceret kropsvægt hos afkommet. Da der ikke kunne identificeres et no-observed-adverse-effect-level (NOAEL), men kun en lowest-observed-adverse-effect-level (LOAEL) på 52 mg/kg, blev TDI fastsat fra LOAEL under anvendelse af en ekstra usikkerhedsfaktor på 5, altså en usikkerhedsfaktor på ialt 500 (CSTEE, 1998).

Baseret på forsøg med rotter forventes ca. 12% af påsmurt dosis at blive absorberet gennem huden i løbet af 1 dag, og ca. 60% i løbet af 7 dage (Elsisi *et al.*, 1989).

0,5 kg tøj indeholder maksimalt 6,5 mg DBP. Hvis den samme T-shirt beholdes på en hel uge, absorberes 60% af de 6,5 mg gennem huden, dvs. 3,9 mg. Et barn på 10 kg kan således blive udsat for 0,06 mg/kg legemsvægt/dag. En voksen på 60 kg kan blive udsat for 0,009 mg/kg legemsvægt/dag.

Da eksponeringen ligger 2-10 gange under TDI, vurderes det, at der er meget ringe risiko for sundhedsskader ved brug af tøj med det maksimalt målte indhold af DBP.

*Diethylhexylphthalat
(DEHP)*

Diethylhexylphthalat, DEHP, (CAS nr. 117-81-7) benævnes også bis(2-ethylhexyl)phthalsyreester. Det højest fundne indhold er 1.000 mg DEHP pr. kg tekstil.

Den akutte giftighed af DEHP er meget lav, LD₅₀ for rotter ved oral indgift er 30 g/kg. Den laveste, akutte toksiske dosis for mennesker er 143 mg/kg (RTECS, 1999). Stoffet virker ikke irriterende på hud og slimhinder, og allergiske reaktioner er sjældne (Nielsen & Larsen, 1996). DEHP absorberes kun i ringe grad gennem huden. Baseret på forsøg med rotter forventes ca. 5% af påsmurt dosis at blive absorberet i løbet af 7 dage (Elsisi *et al.*, 1989).

IARC (2000) har klassificeret DEHP i gruppe 3: Kan ikke klassificeres med hensyn til kræftfremkaldende effekt på mennesker. Der er ikke tilstrækkelige beviser for kræftfremkaldende effekt i mennesker, men tilstrækkelige beviser for kræftfremkaldende effekt i forsøgsdyr ved oral dosering. Ved bedømmelsen af DEHP har IARC taget følgende i betragtning:

- a) DEHP giver levertumorer i rotter og mus ved non-DNA-reaktiv mekanisme, såkaldt peroxisomproliferation,
- b) peroxisomproliferation og levercelleproliferation er blevet påvist under betingelserne ved carcinogenicitetsforsøgene med DEHP på mus og rotter, og
- c) peroxisomproliferation har ikke kunnet dokumenteres hverken i kulturer af menneskeleverceller udsat for DEHP eller i leverne fra aber.

Derfor mener IARC ikke, at den mekanisme, hvorved DEHP øger forekomsten af levercellekræftkuder i rotter og mus, er relevant for mennesker.

DEHPs kritiske effekter er effekter på leveren (forstørrelse, peroxisomproliferation, tumorer). Herudover er den mest markante effekt testikelatrofi. Fabrikkerne af DEHP klassificerer selv stoffet som reproduktionstoksisk i kategori 3 med sætningerne "Mulighed for skade på forplantningsevnen" og "Mulighed for skade på barnet under graviditeten" (ECPI, 1994).

EU's videnskabelige komité for toksicitet, økotoksicitet og miljø (CSTEE) har senest i november 1998 fastsat en TDI for DEHP på 0,037 mg/kg legemsvægt/dag. Denne TDI er fastsat under anvendelse af en usikkerhedsfaktor på 100, og ud fra en NOAEL på 3,7 mg/kg/dag i et forsøg på drægtige rotter, hvor den kritiske effekt var testikelskader på afkommet (CSTEE, 1998a).

0,5 kg tøj indeholder maksimalt 500 mg DEHP. Hvis den samme T-shirt beholdes på en hel uge, absorberes 5% af de 500 mg gennem huden, dvs. 25 mg. Et barn på 10 kg kan således blive udsat for 0,36 mg/kg legemsvægt/dag. En voksen på 60 kg kan blive udsat for 0,06 mg/kg legemsvægt/dag.

Der er ikke risiko for akut forgiftning. Der kan finde en vis ophobning sted i fedtvævet, ikke mindst fordi DEHP også kan optages fra mange andre kilder. Eksponeringen af et barn er ca. 10 gange større end den fastsatte TDI. Hvis der er tale om en engangseksponering, er risikoen stadig lav, men hvis det meste af barnets (eller den gravides) tøj er af denne beskaffenhed, vil der være risiko for skader på forplantningsevnen.

For en voksen er eksponeringen ca. 1,5 gang højere end TDI. Denne eksponering giver en mindre risiko for skader på forplantningsevnen. Men stoffet er problematisk for fødedygtige og gravide kvinder, eftersom det kan ophobes i fedtvævet og overføres til fostret, samt udskilles med mælken.

Kvaternære ammoniumforbindelser

Det højest fundne indhold af kvaternære ammoniumforbindelser udgør 120 mg pr. kg tekstil.

I prøven med det maksimale fund er der tale om N,N-dimethyl-N-benzyl-N-dodecylammoniumchlorid (CAS 139-07-1) og N,N-dimethyl-N-benzyl-N-tetradecylammoniumchlorid (CAS 139-08-2) i forholdet 3:1.

Der er meget begrænsede data om de konkret fundne forbindelsers toksikologi, men man kan drage analogislutninger til benzalkoniumchlorid (alkylbenzyltrimethylammoniumchlorider), som er den gruppe af stoffer, som de fundne forbindelser tilhører.

Ifølge Kosmetikbekendtgørelsen er benzalkoniumchlorid tilladt anvendt som konserveringsmiddel i bl.a. hudplejeprodukter i en koncentration på maksimalt 0,1%.

Ifølge CTFA (1997) kan der opstå hudirritation ved brug af benzalkoniumchlorid-holdige midler på huden i en koncentration på mere end 0,1% frit stof. Personer med beskadiget hud har risiko for udvikling af allergi over for stofferne.

I et andet CTFA review (1997) for stearalkoniumchlorid, som ligeledes er et nærtbeslægtet stof, konkluderes det, at stoffet er minimalt sensibiliserende, og at koncentrationer op til 1% på menneskehud ikke giver irritation.

Risikoen for hudirritation og sensibilisering med den i tøjet fundne koncentration er formentlig lille. Personer, der allerede er sensibiliseret over for kvaternære ammoniumforbindelser, specielt benzalkoniumchlorid, vil muligvis kunne reagere med allergisk eksem over for indholdet i tøjet.

7.2.3 Nonylphenoethoxylater

Nonylphenoethoxylater (NPEO)

Af nonylphenoethoxylater, NPEO, med én, to og tre ethoxylatgrupper, er det højest fundne indhold 85 mg pr. kg tekstil.

NPEOs akutte giftighed, målt ved LD₅₀ ved oral indgift hos rotter, er 1.310 mg/kg, og ved dermal indgift til kaniner 2 ml/kg svarende til 2.120 mg/kg (RTECS, 1999). Dette svarer til en klassificering som sundhedsskadelig ved indtagelse, men ikke ved hudkontakt. Ved påsmøring af

stoffet på huden af kaniner ses kun mild irritation (RTECS, 1999). Der ses kun få tilfælde af hudproblemer forårsaget af NPEO (HSDB, 1999).

Der er ikke fundet data vedrørende NPEOs hudgennemtrængelighed, men der er udført forsøg på rotter, der viser, at NPEO kan optages gennem skeden i betydeligt omfang, 12,8% på 6 timer og 37,7% på 24 timer.

NPEO er i søgelyset, fordi nedbrydningsproduktet, nonylphenol (NP), har østrogene effekter. NPEO har længe været brugt i sæddræbende cremer til anbringelse i skeden. Der er ikke fundet data vedrørende østrogene effekter, f.eks. skader på fostre, hydrørende fra denne brug.

Set på denne baggrund må risikoen for skader ved direkte udsættelse for NPEO på huden via tøj, vurderes at være ringe.

Dimethylphthalat

7.2.4 Sundhedsvurdering af carriers

Det højest fundne indhold er 0,4 mg dimethylphthalat, DMP, (CAS nr. 131-11-3) pr. kg tekstil.

Den akutte giftighed af DMP er meget lav. LD₅₀ for rotter ved oral indgift er 2,4-6,8 g/kg. Den laveste, akutt toksiske dosis for mennesker er 140 mg/kg (RTECS, 1999; HSDB, 1999).

Fodring af rotter med 2% DMP i foderet forårsagede i løbet af en uge et betydeligt fald i hanrotternes kønshormoner, testosteron og dihydrotestosteron (HSDB, 1999).

Baseret på forsøg med rotter forventes ca. 6% af påsmurt dosis at blive absorberet gennem huden i løbet af 1 dag og ca. 40% i løbet af 7 dage (Elsisi *et al.*, 1989).

Der er ikke fastsat nogen TDI eller RfD for dimethylphthalat. Generelt for phthalater, undtagen DEHP, foreslår Nielsen & Larsen (1996) en TDI på 0,25 mg/kg legemsvægt.

0,5 kg tøj indeholder maksimalt 0,2 mg DMP. 40% heraf absorberes gennem huden, dvs. 0,08 mg. Et barn på 10 kg kan således blive udsat for 0,001 mg/kg legemsvægt/dag.

Ovennævnte eksponering ligger langt under RfD og giver derfor ikke nogen nævneværdig risiko, hverken akut eller på langt sigt.

Trichlorbenzener

De to trichlorbenzener, TCBER: 1,2,3-trichlorbenzen (CAS nr. 87-61-6) og 1,2,4-trichlorbenzen (CAS nr. 120-82-1) blev fundet i et samlet indhold på 1,7 mg trichlorbenzen pr. kg tekstil. Heraf udgjorde 1,2,4-TCB 1,2 mg/kg.

1,2,4-TCBs akutte giftighed er relativt høj. Med en oral LD₅₀ for rotter på 756 mg/kg, og en LD₅₀ ved påsmøring på huden af rotter på 6.139 mg/kg (RTECS, 1999), burde stoffet klassificeres som sundhedsskadelig ved indtagelse, men ikke ved hudkontakt. TCB giver moderat irritation ved længere tids (dagevis) kontakt med huden. TCB er meget fedtopløseligt

og ophobes derfor i kroppens fedtvæv. Den biologiske halveringstid angives til 5,5 dag (HSDB, 1999). Koncentrationer i luften på 3-5 ppm kan give minimal irritation af øjen- og halsslimhinder hos nogle individer. TCB kan optages gennem huden.

Ved længere tids udsættelse for mindre koncentrationer er den kritiske effekt forøget vægt af binyrerne med histologiske forandringer i binyrebarken.

US-EPA har fastsat en RfD (referencedosis, svarer til TDI) på 0,01 mg/kg (IRIS, 1999).

Arbejdstilsynet (1996) har fastsat en grænseværdi for 1,2,4-TCB i luft på 2 ppm eller 15 mg/m³. For isomeren 1,2,3-TCB er grænseværdien 5 ppm eller 37 mg/m³.

0,5 kg tøj indeholder maksimalt 0,85 mg TCB. Antages hele dette kvantum absorberet af et barn på 10 kg, svarer dette til en eksponering på ca. 0,1 mg/kg legemsvægt. Dette er en faktor 10 mere end RfD. Da RfD gælder for en livslang periode, og eksponeringen med TCB via tøjet forventes at være af kort varighed, må risikoen for skadelige virkninger på binyrerne ved denne eksponering anses for lille.

TCB fra tøjet kan desuden afgives til luften. Dette kan give problemer for butikspersonalet, hvis der er meget tøj i et lille lokale med dårlig ventilation.

Følgende realistiske scenarium kan opstilles: 20 habitbukser à 0,5 kg ophængt i et lokale på 3 x 4 x 2,5 m. Hvis hele det maksimalt fundne indhold af TCB afgives, kan koncentrationen i luften nå op på 0,57 mg/m³. Dette er ca. 26 gange mindre end grænseværdien for 1,2,4-TCB. Ud fra dette vurderes det, at der er ringe risiko for, at personalet vil kunne opleve irritation af slimhinder i øjne, næse og hals.

2-methylnaphthalen

Det højest fundne indhold af 2-methylnaphthalen (CAS nr. 91-57-6) er 0,3 mg pr. kg tekstil. På grund af datamangel er stoffet ikke risikoscreenet.

Tetrachlorethylen

Det højest fundne indhold af tetrachlorethylen, TCE (CAS nr. 127-18-4) andrager 55 mg pr. kg tekstil.

Stoffet er klassificeret som kræftfremkaldende i kategori 3 på listen over farlige stoffer. Dvs. at det muligvis kan fremkalde kræft hos mennesker, men der er ikke tilstrækkelige beviser til at placere stoffet i en højere kategori. IARC (1995) har imidlertid klassificeret tetrachlorethylen i gruppe 2A: Sandsynligvis kræftfremkaldende for mennesker. Dette er bl.a. baseret på, at stoffet inducerer leukæmi hos rotter, og at adskillige epidemiologiske undersøgelser har påvist forøget risiko for spiserørskræft, non-Hodgkin's lymfom og livmoderhalskræft ved eksponering med TCE.

TCE har affedtende effekt på huden, hvilket ødelægger hudens barrierefunktion og giver risiko for udvikling af eksem. Absorption af store doser

gennem lunger, hud eller mave-tarmkanal kan forårsage effekter på centralnervesystemet, nyrer og lever.

Kritisk effekt i dyreforsøg er effekt på leverfunktioner hos mus. Hos rotter ses først reduceret tilvækst. Ud fra disse forsøg har IRIS (1999) fastsat en RfD på 0,01 mg/kg legemsvægt/dag under anvendelse af en usikkerhedsfaktor 1.000 på NOAEL.

Arbejdstilsynet (1996) har fastsat en grænseværdi for TCE i luft på 55 mg/m³.

0,5 kg tøj indeholder maksimalt 28 mg TCE. Antages hele dette kvantum absorberet af et barn på 10 kg, svarer dette til en eksponering på ca. 2,8 mg/kg legemsvægt. Dette er ca. 280 gange højere end RfD, og det målte TCE-indhold må derfor vurderes at kunne give risiko for skadevirkninger.

TCE fra tøjet kan desuden afgives til luften. Dette kan give problemer for butikspersonalet, hvis der er meget tøj i et lille lokale med dårlig ventilation.

Følgende scenarium kan opstilles: 20 skjorter à 0,5 kg ophængt i et lokale på 3 x 4 x 2,5 m. Hvis hele det maksimalt fundne indhold af TCE afgives, kan koncentrationen i luften nå op på ca. 18 mg/m³. Dette er 3 gange mindre en grænseværdien.

Ud fra ovenstående vurderes det, at der er risiko for skadevirkninger på langt sigt ved brug af tøj med den målte koncentration. Risikoen for skadevirkning på butikspersonale vurderes at være ringe.

Diethylphthalat

Hvad angår diethylphthalat, DEP (CAS nr. 84-66-2) er det højest fundne indhold 2,3 mg pr. kg tekstil.

DEP udviser meget lav akut giftighed. LD₅₀ for rotter ved oral indtagelse er 8.600 mg/kg legemsvægt (RTECS, 1999).

DEP absorberes gennem huden, men det er vanskeligt at påvise nogen egentlig, kritisk effekt (HSDB, 1999; IRIS, 1999; Nielsen & Larsen, 1996).

IRIS (1999) har fastsat en RfD på 0,8 mg/kg legemsvægt/dag ved en usikkerhedsfaktor på 1.000 ud fra en undersøgelse, hvori rotter blev fodret med DEP i 16 uger. Den kritiske effekt var her formindsket tilvækst, fødeindtagelse og forandrede organvægte. I en ældre undersøgelse over 2 år påvistes lignende effekter, dog uden reduceret fødeindtag, men her var udnyttelse af foderet nedsat, når det indeholdt 5% DEP.

DEP bliver også brugt som denaturant i parfumesprit, hvorfor der i forvejen er en betydelig eksponering af mennesker fra parfume, deodorant og hudplejemidler.

0,5 kg tøj indeholder maksimalt 1,2 mg DEP. Hvis et barn på 10 kg optager hele denne mængde fås en eksponering på 0,12 mg/kg legemsvægt.

Dette er ca. 6 gange lavere end RfD og giver således en meget ringe risiko for skadevirkninger.

C₃-alkylbenzener

C₃-alkylbenzener omfatter bl.a. 1,2,4-trimethylbenzen (CAS nr. 95-63-6). Det højest fundne indhold er 110 mg C₃-alkylbenzener pr. kg tekstil, hvoraf 1,2,4-trimethylbenzen udgjorde 42 mg/kg.

Trimethylbenzenerne, heriblandt 1,2,4-trimethylbenzen (mesitylen), bruges her som repræsentant for gruppen af C₃-alkylbenzener.

Den akutte giftighed af trimethylbenzenerne er lav ved oralt indtag. LD₅₀ for rotter ved oral indgift ligger i størrelsesordenen 5-9 g/kg legemsvægt. Ved inhalation er den giftigste isomer 1,2,4-trimethylbenzen, som har LC₅₀ i rotter på 18 g/m³/4 timer, hvilket bevirker, at stoffet klassificeres som sundhedsskadeligt ved indånding. 1,2,4-trimethylbenzen er desuden klassificeret som irriterende ved både indånding og kontakt med huden og øjnene, mens 1,3,5-trimethylbenzen kun klassificeres som irriterende ved indånding.

Optagelse gennem intakt hud kan finde sted, men kun meget langsomt (HSDB, 1999). Den hurtigste absorption sker gennem lungerne.

Effekter ved eksponering er hovedpine, træthed, svimmelhed, irritation af hud, øjne og slimhinder, sløvhed (påvirkning af centralnervesystemet) og astmatisk bronkitis. Længerevarende eksponering (årvis) ved koncentrationer i området 10-60 ppm kan give nervøsitet, anspændthed, angst og astmatisk bronkitis, samt nedsat hæmoglobinindhold i de røde blodlegemer og afvigelser i blodets koagulationsevne (HSDB, 1999).

Arbejdstilsynet (1996) har fastsat en grænseværdi for trimethylbenzen i luft på 25 ppm eller 120 mg/m³.

På baggrund af ovenstående vurderes det, at der ved den maksimalt målte koncentration af C₃-alkylbenzener i tøj er risiko for irritation af huden ved brug af tøj.

C₃-alkylbenzener fra tøj kan desuden afgives til luften. Dette kan give problemer for butikspersonalet, hvis der er meget tøj i et lille lokale med dårlig ventilation.

Følgende realistiske scenarium kan opstilles: 20 Ronaldo T-shirts à 0,5 kg ophængt i et lokale på 3 x 4 x 2,5 m. Hvis hele det maksimalt fundne indhold af TCB afgives, kan koncentrationen i luften nå op på ca. 37 mg/m³ (ca. 7 ppm). Dette er ca. 3 gange lavere end grænseværdien for trimethylbenzen. Ud fra dette vurderes det, at der er ringe risiko for, at personalet vil kunne lide skade af afdampningen fra tøj med den målte koncentration af C₃-alkylbenzener.

C₄-alkylbenzene

Det højest fundne indhold af C₄-alkylbenzener er 70 mg pr. kg tekstil.

Der kan bl.a. være tale om n-butylbenzen, sec-butylbenzen (1-methylpropylbenzen) eller tert-butylbenzen (1,1-dimethylethylbenzen).

Den laveste, letale dosis ved oral indgift til rotter (LD₁₀) ligger på 10 ml/kg, hvilket svarer til 8,7 g/kg, altså en meget lav giftighed. Sec-butylbenzen har en LD₅₀ ved oral indgift til rotter på 2.240 µl/kg svarende til ca. 1.940 mg/kg. Dette berettiger til en klassificering som sundhedsskadelig ved indtagelse. Sec-butylbenzen har desuden en LD₅₀ ved påsmøring på kaninhud på >16 ml/kg svarende til >13,5 g/kg (RTECS, 1999). Stoffet har altså en meget lav, akut giftighed ved hudkontakt.

Sec-butylbenzen virker moderat irriterende ved påsmøring på kaninhud (RTECS, 1999).

Ud fra de foreliggende sparsomme data kan man ikke sige andet, end at den fundne maksimale koncentration af C₄-alkylbenzener giver risiko for irritation af huden, men ikke akut forgiftning.

7.2.5 Sundhedsvurdering af farvestoffer

Disperse azo-farvestoffer

Som det fremgår af afsnit 5.3.5, blev 7 tekstiler analyseret for bestemte disperse azo-farvestoffer, som i litteraturen er udpeget som årsag til tilfælde af allergisk kontakteksem ved brug af tøj (Brarup *et al.*, 1998). Ingen af farvestofferne blev dog fundet. På grund af den ringe stikprøvestørrelse kan vi dog ikke udelukke, at tøj med allergene farvestoffer findes på det danske marked.

Der kommer til stadighed rapporter fra udlandet om tilfælde af allergisk kontakteksem forårsaget af visse farvestoffer i tøj. Det kan derfor undre, at der ikke rapporteres om lignende tilfælde i Danmark. Dette kan skyldes, at de nævnte farvestoffer ikke bruges særlig hyppigt i det tøj, der findes på det danske marked, eller at tilfældene ikke bliver diagnosticeret og derfor heller ikke rapporteret.

Senest er der f.eks. rapporteret:

- ét amerikansk tilfælde af allergi over for Disperse Blue 106 og 124 i tøj, der gav eksem på skuldre, arme og bryst (Guin *et al.*, 1999)
- et fransk tilfælde af allergi over for Disperse Blue 106 og 124 i gamacher og nederdel, der gav eksem på lår, baller og mave (Pecquet *et al.*, 1999)
- et israelsk tilfælde af allergi over for Disperse Blue 85 i et knæbind, der gav eksem på lår, læg og skinneben (Lazarov & Ingber, 1998)
- samt et italiensk tilfælde af allergi over for Disperse Yellow 27 i bukser, der gav eksem på benene, og som bredte sig til hele kroppen (Foti *et al.*, 1999).

En italiensk gruppe (Lodi *et al.*, 1998) fandt ved testning af 1.012 patienter med allergisk kontakteksem 31 personer (svarende til 3% af tilfældene), der var allergiske over for tekstilfarvestoffer. Kun 10 af de 31 personer havde selv erkendt tekstiler som årsag til deres eksem. De farvestoffer, patienterne hyppigst reagerede over for var Disperse Blue 124, Disperse Yellow 3, Disperse Red 1 og Disperse Orange 3.

Hatch & Maibach (1995) fandt ved en litteraturundersøgelse ud af, at der på det tidspunkt var 49 tekstilfarvestoffer, der var kendt som årsag til

tilfælde af allergisk kontakteksem. Heraf var de 14 opdaget inden for de seneste ni år.

Ved at gennemgå mange forskellige undersøgelser opnåede Hatch & Maibach (1995) tilstrækkelig datamængde til at kunne udpege dispersefarvestoffer til at være den anvendelsesklasse, hvori der hyppigst forekommer allergene farvestoffer. Således var der 33 allergene ud af de 49 testede farvestoffer at finde blandt dispersefarvestoffer. Den næststørste gruppe af allergener (5 ud af de 49) tilhørte basiske farvestoffer. Der er ikke fundet tilfælde af tekstilfarveallergi blandt de fiber-reaktiv-, svovl-, azoic- og solventfarvestoffer. Grunden til, at dispersefarvestofferne så hyppigt viser sig allergene under brug, er sandsynligvis, at de meget let overføres fra tekstil til hud, samt at de netop anvendes i tætsiddende nylonstrømper og polyester/bomuldstøj.

Med hensyn til kemisk struktur var de hyppigst forekommende allergener at finde blandt farvestoffer med azo- (29 ud af 49) eller anthraquinonstruktur (11 ud af 49). Blandt de nævnte azo-farvestoffer dominerer monoazo (24 ud af 29). Af kemiske strukturer, der ikke er repræsenteret blandt de 49 allergene farvestoffer kan nævnes diphenylmethan- og polyazo-farvestoffer, en undergruppe af azo-farvestofferne.

Hatch & Maibach (1995) vurderer ud fra de mange forskellige undersøgelser, at incidensen af tekstilfarveinduceret allergisk eksem ligger mellem 1,4% og 5,8% af de patienter, der har eksem. Dette stemmer overens med Lodi *et al.*s (1998) fund på 3%. I tabel 7.2 findes en oversigt over tekstilfarvestoffer, der har givet allergisk kontakteksem.

Tabel 7.2

Tekstilfarvestoffer, der har givet allergisk kontakteksem (Hatch & Maibach, 1995) i perioden 1985-1995

Kemisk klasse	C.I.-navn (nr.)	Antal positive reaktioner i incidensundersøgelser
Monoazo med symmetrisk struktur	Disperse Yellow 3	39
	Disperse Red 1	45
	Disperse Red 17	28
	Disperse Orange 1	1
	Disperse Orange 3	47
	Disperse Orange 76	14
	Disperse Black 1	13
	Disperse Brown 1	6
Monoazo med heterocyklisk struktur	Disperse Blue 106	17
	Disperse Blue 124	67
	Supramine Yellow (acid dye) G(C.I.19300) eller S (C.I.18930)	1
	Supramine Red (acid dye) BLL (C.I.17050)	1
Monoazo med ukendt struktur	Disperse Blue 85	2
	Basic Red 46	2
Azo og diazo	Disperse Orange 13	2
	Basic Brown 1 (Bismarck Brown)	3
	Diazol Orange (direct dye) 2R: Direct Orange 14 eller 3R: Direct Orange 8	2
Anthraquinon	Disperse Blue 3	4
	Disperse Blue 35	13
	Acid Black 48	8
Ukendt struktur	Disperse Blue 153	3
Azin med ukendt struktur	Basic Black 1	9
Nitro	Disperse Yellow 9	13
Quinolin	Disperse Yellow 54	3
Triarylmethan	Brilliant Green (Basic Green 1)	2
	Turquoise Reactive (basic dye) (C.I.42035, C.I.42036, C.I.42037)	1
Andre	Neutrichrome Red	1

7.2.6 Sundhedsvurdering af arylaminer

2,6-dichlor-4-nitroanilin

2,6-dichlor-4-nitroanilin (CAS nr. 99-30-9) benævnes desuden DCNA, 2,6-dichlor-4-nitrobenzenamin eller dichlora. Vi har fundet op til 9 mg 2,6-dichlor-4-nitroanilin pr. kg tekstil.

Den akutte giftighed af stoffet er relativt lille, LD₅₀ for rotter ved oral indgift er 2.400 mg/kg. LD₅₀ ved påsmøring på huden af mus er >5 g/kg, og på huden af kaniner >2 g/kg.

Stoffets skadelige effekter er velundersøgte, da det bruges som fungicid. Langtidsforsøg med oral indgift til rotter og mus har ikke givet tegn på kræftfremkaldende effekt. Tre-generationsundersøgelse på rotter gav heller ikke tegn på effekter på reproduktionsevnen, ligesom indgift til drægtige kaniner ikke gav tegn på teratogene effekter. Fodring af rotter med en dosis på 50% af LD₅₀-værdien gav kun lille effekt på methæmoglobininduktionen. I Rhesus-aber, hvor stoffet ikke inducerer leverenzymmer, var daglige doser på 160 mg/kg dødelige inden 3 måneder. Stoffet kan fremkalde øjenskader, hvilket er vist ved oral indgift til hunde i doser på 24-48 mg/kg/dag i 53-104 dage. Øjenskaderne viser sig ved irreversible uklarheder i hornhinden og linsen efter udsættelse for lys. Udsættes minigrise for samme behandling ses ikke tilsvarende øjenskader hos dem (HSDB, 1999).

JMPR (1997) har i 1977 fastsat en ADI (acceptabelt dagligt indtag) på 0,03 mg/kg legemsvægt.

Den skønnede daglige indtagelse af stoffet via rester fra fungicidbehandling af frugt og grønt skønnes i USA at være ca. 0,05 µg/kg legemsvægt/dag.

Antages et barn på 10 kg at absorbere indholdet af 2,6-dichlor-4-nitroanilin i et stykke tøj på 0,5 kg fås en dosis på 0,45 mg/kg legemsvægt som enkeltdosis. Denne dosis er 15 gange højere end ADI. Risikoen for skader ved en sådan eksponering vurderes dog på baggrund af ovenstående at være lav.

2-brom-6-chlor-4-nitroanilin

Der er fundet 13 mg 2-brom-6-chlor-4-nitroanilin (CAS nr. 99-29-6) pr. kg. tekstil. Da der ikke er fundet data vedrørende dette stof, kan det ikke risikoscreenes.

2-chlor-4-nitroanilin

2-chlor-4-nitroanilin (CAS nr. 121-87-9) kaldes også 1-amino-2-chloro-4-nitrobenzen. Vi har fundet op til 3 mg 2-chlor-4-nitroanilin pr. kg tekstil.

Den akutte giftighed af stoffet er relativt lille. LD₅₀ for rotter ved oral indgift er 6.430 mg/kg. Stoffets skadelige effekter er ikke velundersøgte.

Der er ved den fundne koncentration ringe risiko for akut forgiftning. Mangel på data medfører, at en risikoscreening med hensyn til langtidseffekter ikke er mulig.

2-cyano-4-nitroanilin

Af 2-cyano-4-nitroanilin (CAS nr. 17420-30-3) er der fundet 3 mg pr. kg tøj.

Den akutte giftighed af stoffet er relativt lav. LD₅₀ for rotter ved oral indgift er 3.884 mg/kg (RTECS, 1999). Stoffets skadelige effekter er ikke velundersøgte.

Der er ved den fundne koncentration ringe risiko for akut forgiftning. Mangel på data tillader ikke en risikoscreening med hensyn til langtidseffekter.

<i>4-chlor-2-nitroanilin</i>	<p>Der er fundet 13 mg 4-chlor-2-nitroanilin (CAS nr. 89-63-4) pr. kg tekstil. På grund af datamangel er stoffet ikke risikoscreenet.</p>
<i>4-methyl-3-nitroanilin</i>	<p>Der er fundet op til 6 mg 4-methyl-3-nitroanilin (CAS nr. 119-32-4) pr. kg tekstil. Da der ingen relevante data er fundet for stoffet, er det ikke risikoscreenet.</p>
<i>6-brom-2,4-dinitroanilin</i>	<p>6-brom-2,4-dinitroanilin (CAS nr. 1817-73-8) kaldes også 2-brom-4,6-dinitroanilin eller BDNA). Det højest fundne indhold er 68 mg BDNA pr. kg tekstil.</p> <p>Den akutte giftighed af stoffet er relativt lille. LD₅₀ for rotter ved oral indgift er 4.100 mg/kg. Stoffets skadelige effekter er ikke velundersøgte.</p> <p>Der er ved den fundne koncentration ringe risiko for akut forgiftning. Mangel på data tillader ikke en risikoscreening med hensyn til langtidseffekter.</p>
<i>6-chlor-2,4-dinitroanilin</i>	<p>Af 6-chlor-2,4-dinitroanilin (CAS nr. 3531-19-9) er der fundet op til 5 mg pr. kg tekstil.</p> <p>Den akutte giftighed af stoffet er relativt lille, LD₅₀ for rotter ved oral indgift er 2.680 mg/kg (RTECS, 1999). Stoffets skadelige effekter er ikke velundersøgte.</p> <p>Der er ved den fundne koncentration ringe risiko for akut forgiftning. Mangel på data tillader ikke en risikoscreening med hensyn til langtidseffekter.</p>
<i>6-methyl-3-nitroanilin</i>	<p>6-methyl-3-nitroanilin (CAS nr. 99-55-8) kaldes også 5-nitro-orthotoluidin eller 2-amino-4-nitrotoluen. Det højest fundne indhold er 64 mg pr. kg tekstil.</p> <p>IARC vurderede stoffet i 1990 og fandt, at det skulle klassificeres i gruppe 3: Kan ikke klassificeres med hensyn til kræftfremkaldende effekt i mennesker. Dette var på baggrund af begrænsede beviser for kræftfremkaldende effekt i forsøgsdyr, samt manglende data fra undersøgelser af mennesker. Det skal dog bemærkes, at stoffet er på den tyske forbudsliste over arylaminer, der er forbudt i tekstiler, angiveligt på grund af kræft risiko.</p> <p>Vi har ikke til risikoscreeningsformålet fundet tilstrækkelige data.</p>
<i>m-nitroanilin</i>	<p>m-nitroanilin (CAS nr. 99-09-2) kaldes også 1-amino-3-nitrobenzen eller 3-nitrobenzenamin. Der er fundet 3 mg m-nitroanilin pr. kg tekstil.</p> <p>m-nitroanilin kan optages gennem huden. Symptomer på forgiftning kan være kraftig hovedpine, methæmoglobinæmi og hæmolyse, der bl.a. viser sig ved blå læber, tunge og slimhinder, skifergrå hud, åndenød, træthed og gulsot. Langvarig og høj eksponering kan give leverskader (Clayton & Clayton, 1994).</p>

Akut toksisk dosis for mennesker kendes ikke, men vi har fundet data for LD₅₀ ved oral indgift i rotter på 535-900 mg/kg (RTECS, 1999; HSDB, 1999).

Antages et barn på 10 kg at absorbere indholdet af m-nitroanilin i et stykke tøj på 0,5 kg fås en dosis på 0,15 mg/kg legemsvægt som enkelt-dosis. Risikoen for forgiftning ved denne dosis vurderes at være lille.

p-chloranilin

p-chloranilin (CAS nr. 106-47-8) kaldes også 4-chloranilin eller p-aminochlorbenzen. Det højest fundne indhold er 18 mg p-chloranilin pr. kg tekstil.

p-chloranilin kan absorberes gennem huden. Symptomer på forgiftning er methæmoglobinæmi, der bl.a. viser sig ved blå læber, tunge og slimhinder, og grålig hud (Clayton & Clayton, 1994). Stoffet er muligvis kræftfremkaldende. Der er ikke fundet data for kræftfremkaldende effekt hos mennesker, men stoffet metaboliseres ens hos mennesker og forsøgsdyr. Ved indgift gennem munden hos mus giver p-chloranilin hængiosarcomer (en kræftform) i forskellige organer. Hos hanrotter giver stoffet sarcomer i milten og miltkapslen. Stoffet betragtes derfor som kræftfremkaldende hos forsøgsdyr og klassificeres derfor af IARC (1993) i gruppe 2B: Muligvis kræftfremkaldende for mennesker.

Det er ikke umiddelbart muligt at beregne kræfttrisikoen ved den ovennævnte koncentration af p-chloranilin. US-EPA (IRIS, 1995) har beregnet en midlertidig RfD svarende til et TDI (tolerabelt dagligt indtag) på 0,004 mg/kg/dag.

Akut toksisk dosis for mennesker kendes ikke, men vi har fundet data for LD₅₀ ved oral indgift i rotter på 300 mg/kg samt ved påsmøring på huden på 3.200 mg/kg. Ved påsmøring på huden af katte er fundet en LD₅₀ på 239 mg/kg (RTECS, 1998).

Antages et barn på 10 kg at absorbere indholdet af p-chloranilin i et stykke tøj på 0,5 kg fås en dosis på 0,9 mg/kg legemsvægt som enkeltdosis. Dette er 225 gange mere end det tolerable daglige indtag. Data tillader ikke nogen forudsigtelse af, om en sådan kortvarig overskridelse vil føre til kræft eller akut forgiftning.

p-nitroanilin

p-nitroanilin (CAS nr. 100-01-5) benævnes også 1-amino-4-nitrobenzen eller 4-nitro-benzenamin. Det højest fundne indhold er 110 mg p-nitroanilin pr. kg tekstil.

p-nitroanilin kan optages gennem huden. Symptomer på forgiftning kan være kraftig hovedpine, methæmoglobinæmi og hæmolyse, der bl.a. viser sig ved blå læber, tunge og slimhinder, skifergrå hud, åndenød, træthed og gulsot (Clayton & Clayton, 1994).

Akut toksisk dosis for mennesker kendes ikke, men vi har fundet data for LD₅₀ ved oral indgift i rotter på 750 mg/kg. Ved påsmøring på huden af marsvin er fundet en LD₅₀ på >500 mg/kg (RTECS, 1998). Ved langtidsforsøg (2 år) med oral indgift af p-nitroanilin til rotter ses forhøjet

methæmoglobin-niveau ved 1,5 mg/kg, men ikke ved 0,25 mg/kg (Clayton & Clayton, 1994).

Antages et barn på 10 kg at absorbere indholdet af p-nitroanilin i et stykke tøj på 0,5 kg fås en dosis på 5,5 mg/kg legemsvægt som enkeltdosis. At dømme ud fra langtidsforsøgene på rotter er der ved gentagne doser i denne størrelsesorden stor risiko for udvikling af methæmoglobinæmi.

Diphenylamin

Diphenylamin (CAS nr. 122-39-4) kaldes også n-phenylbenzenamin. Der er fundet 36 mg diphenylamin pr. kg tekstil.

Stoffet kan optages gennem huden. Den akutte giftighed af diphenylamin berettiger til en klassificering som sundhedsskadelig, da LD₅₀ for rotter ved oral indgift er 2.000 mg/kg (RTECS, 1999), men det er ifølge listen over farlige stoffer klassificeret som giftigt ved indtagelse, inhalation og hudkontakt. Stoffets skadelige effekter er relativt velundersøgte, da det bruges som fungicid. NOEL (No Observed Effect Level) ved indgift af stoffet til hunde i 2 år er 2,5 mg/kg/dag. Det laveste effektniveau, som giver formindsket vækst samt forøget vægt af lever og nyrer, er 25 mg/kg/dag.

JMPR (1997) har i 1984 fastsat en ADI (acceptabelt dagligt indtag) på 0,02 mg/kg legemsvægt.

Antages et barn på 10 kg at absorbere indholdet af diphenylamin i et stykke tøj på 0,5 kg fås en dosis på 1,8 mg/kg legemsvægt som enkeltdosis, hvilket er 90 gange over ADI. Risikoen for skader ved en sådan eksponering vurderes på baggrund af ovenstående at være lav. Ved gentagne eksponeringer må risikoen antages at være større, men hvilke effekter, der vil optræde, er ikke umiddelbart indlysende.

Methyldiphenylaminer

Der er fundet 2 mg methyldiphenylaminer pr. kg tekstil. Der er ikke fundet relevante data for en risikoscreening.

7.2.7 Sundhedsvurdering af toluendiisocyanat

2,4-toluendiisocyanat

2,4-toluendiisocyanat (CAS nr. 584-84-9) benævnes også 2,4-diisocyanato-1-methyl-benzen eller TDI. Det højest fundne indhold er 48 mg TDI pr. kg tekstil.

TDI er i listen over farlige stoffer klassificeret som meget giftig ved indånding, irriterende ved indånding, irriterende for øjnene og huden, samt sensibiliserende ved indånding. Isocyanater i almindelighed regnes desuden for sensibiliserende ved hudkontakt.

TDIs akutte giftighed ved indtagelse er lav, som angivet ved en oral LD₅₀ for rotter på 5.800 mg/kg (RTECS, 1999). Den akutte giftighed ved indånding er høj. Den dødelige dosis ved inhalation (LC₅₀) er for rotter ca. 14 ppm i 4 timer. Udsættelse for koncentrationer på ned til 0,002 ppm kan give kronisk nedsættelse af lungefunktionen, astmatisk bronkitis eller astma (HSDB, IRIS, 1999).

US-EPA (IRIS, 1999) har fastsat en RfC (Reference concentration = tolerabel koncentration) på $7 \cdot 10^{-5}$ mg/m³ (0,00001 ppm eller 0,01 ppb).

Arbejdstilsynets grænseværdi for TDI i luft er 0,035 mg/m³ (0,005 ppm). Arbejdstilsynet betragter tillige stoffet som kræftfremkaldende, da IARC (1986) har klassificeret TDI i gruppe 2B: Muligvis kræftfremkaldende. Denne klassificering blev valgt, da der er tilstrækkeligt bevis for TDIs carcinogenicitet hos mus og rotter ved fodringsforsøg, men ikke ved inhalationsforsøg. Der er ikke tilstrækkeligt bevis for TDIs carcinogenicitet hos mennesker, fordi der kun har kunnet sættes et enkelt tilfælde af lunge-adenocarcinom i forbindelse med udsættelse for TDI, hvilket er utilstrækkeligt til at bevise en sammenhæng.

Da den aktuelle koncentration af TDI er fundet i en imiteret læderjakke, ser eksponeringsscenariet lidt anderledes ud end normalt. Huden vil normal kun være i kontakt med det imiterede læder ved hals og håndled. TDI vil kunne afdampe ved udpakning og ophængning i butikken og kan derfor muligvis påvirke salgspersonalet.

Følgende scenarium kan opstilles: 10 jakker à 1 kg ophængt i et lokale på 3 x 4 x 2,5 m. Det skønnes, at TDI-koncentrationen i et sådant lokale kan nå op på 16 mg/m³. I praksis afhænger koncentrationen i luften af mange faktorer, bl.a. i hvor høj grad TDI er fanget i materialet, diffusionshastighed, luftfugtighed, temperatur, luftsifte etc. Men beregningen viser, at det vil være relevant at udføre målinger af TDI-koncentrationen på arbejdspladser, hvor der håndteres og opbevares imiterede læderjakker med indhold af TDI.

En teoretisk luftkoncentration på 16 mg/m³ er 460 gange højere end Arbejdstilsynets grænseværdi, som gælder over en arbejdsdag. Dette er en anelig overskridelse af grænseværdien. Selv om luftkoncentrationen i praksis nok er noget mindre, må man konkludere, at salgspersonalet ud fra ovennævnte scenarium har betydelig risiko for at få kronisk nedsættelse af lungefunktionen, astmatisk bronchitis eller astma.

Det vurderes tillige, at der er en reel risiko for at få kontaktallergiske hudreaktioner ved brug af en jakke med et så højt indhold af TDI som 48 mg/kg. Af mangel på erfaring med sådanne tilfælde kan der dog ikke siges noget om, hvor stor denne risiko er, ligesom der ikke kan fastlægges en grænseværdi med hensyn til beklædningsgenstandes indhold af TDI, hvis man skal være sikker på, at de ikke kan fremkalde allergisk kontakteksem.

Man kan eventuelt drive TDI ud af materialet ved samtidig opvarmning og beluftning. Lager- og salgsrum bør være velventilerede og støvsuges regelmæssigt. Rumtemperaturen bør ikke sænkes, når personalet ikke er til stede, da det netop er dette tidspunkt, der bør benyttes til størst mulig afgangning.

7.2.8 Sundhedsvurdering af nitrotoluen

p-nitrotoluen (CAS nr. 99-99-0) kaldes også 4-nitrotoluen eller 1-methyl-4-nitrobenzen. Det højest fundne indhold er 6 mg p-nitrotoluen pr. kg tekstil.

p-nitrotoluen

p-nitrotoluen er klassificeret som giftigt ved indtagelse, inhalation og hudkontakt. Dette er ikke i overensstemmelse med de data, man kan finde for akut giftighed ved dyreforsøg i RTECS (1999), hvor LD₅₀ for rotter ved oral indgift er 1.960 mg/kg, og for kaniner ved påsmøring på huden er >16 g/kg. Klassifikation som giftig skyldes muligvis erfaringer fra forgiftninger af mennesker. Effekter ved eksponering er irritation af hud, hovedpine, svaghedsfølelse, svimmelhed, stakåndethed, hjertebanken og methæmoglobinæmi. Methæmoglobinæmi viser sig som oftest først ved blåfarvning af læber, fingerspidser, næse og øreflipper (HSDB, 1999).

IARC (1996) har vurderet nitrotoluenene og fundet, at de ikke kan klassificeres som kræftfremkaldende for mennesker, dvs. de er faldet i gruppe 3. Der er utilstrækkelige beviser for kræftfremkaldende effekter i såvel mennesker som dyr.

Der er ikke fundet dosis-effekt data, der muliggør et forslag til et tolerabelt dagligt indtag.

Arbejdstilsynet (1996) har fastsat en grænseværdi for koncentrationen i luft på 2 ppm eller 12 mg/m³. Stoffet er desuden markeret som hudgenemtrængeligt i grænseværdilisten.

0,5 kg tøj indeholder maksimalt 3 mg nitrotoluen. Antages hele dette kvantum absorberet af et barn på 10 kg, svarer dette til en eksponering på ca. 0,3 mg/kg legemsvægt. Dette er ca. 6.500 gange mindre end LD₅₀ på rotter, som er det eneste dosis-effekt tal, vi har at sammenligne med. Hvad angår muligheden for at usandsynliggøre effekter på mennesker, vurderet ud fra den målte LD₅₀-værdi på rotter, ville en forskel på over 10.000 gange være mere sikker. Det er dog reelt umuligt at udtale sig om risikoen ved denne eksponering, men der vil næppe kunne forventes akutte, klinisk manifesterede effekter.

Nitrotoluen fra tøjet kan desuden afgives til luften. Dette kan give problemer for butikspersonalet, hvis der er meget tøj i et lille lokale med dårlig ventilation.

Følgende scenarium kan opstilles: 20 lagener à 0,5 kg oplagres i et lokale på 3 x 4 x 2,5 m. Hvis hele det maksimalt fundne indhold af nitrotoluen afgives, kan koncentrationen i luften nå op på 2 mg/m³. Dette er 6 gange mindre en grænseværdien. Risikoen for skadevirkning på butikspersonalet vurderes derfor at være ringe.

7.2.9 Sundhedsvurdering af benzensulfonamider

Det højest fundne indhold er 27 mg N-butylbensulfonamid (CAS nr. 3622-84-2). Herudover er der fundet 4 mg N-ethyltoluensulfonamid og 2 mg N-methyltoluensulfonamid pr. kg tekstil. Det har ikke været muligt at finde relevante data til en risikoscreening af disse stoffer.

7.2.10 Sundhedsvurdering af polycykliske forbindelser

N-butylbensulfonamid
N-ethyltoluensulfonamid
N-methyltoluensulfonamid

Acridin

Acridin (CAS nr. 260-94-6) betegnes bl.a. med synonymerne 9-aza-anthracen, 10-azaanthracen, 2,3-benzoquinolin og dibenzo(b,e)pyridin. Der er fundet 5 mg acridin pr. kg tekstil.

Den akutte giftighed af acridin berettiger til en klassificering som sundhedsskadelig, da LD₅₀ for rotter ved oral indgift er 2.000 mg/kg (RTECS, 1999). Acridin virker irriterende på hud og slimhinder, især i næsen, hvilket kan forårsage nyseanfald. Kontakt med huden giver risiko for lysfremkaldt, irritativt eksem ved koncentrationer på ned til 0,1% i ve-hiklet (bærestoffet, f.eks. vaseline) (HSDB, 1999).

Den fundne koncentration af acridin i tøjet skønnes at kunne give risiko for irritativt eksem, som forværres ved lyspåvirkning af huden, samt nyseanfald.

Isoquinolin

Det højst fundne indhold er 0,9 mg isoquinolin (CAS nr. 119-65-3) pr. kg tekstil.

Den akutte giftighed er relativt høj. LD₅₀ for rotter ved oral indgift er 360 mg/kg (RTECS, 1999), hvilket berettiger til en klassificering som sundhedsskadelig ved indtagelse. Stoffets skadelige effekter er ikke velundersøgte.

Der er ved den fundne koncentration ringe risiko for akut forgiftning. Mangel på data tillader ikke en risikoscreening med hensyn til langtidseffekter.

Indan

Indan (CAS nr. 496-11-7) kaldes også 2,3-dihydro-1H-inden. Der er fundet 6 mg indan pr. kg tekstil.

Den akutte giftighed af stoffet er relativt lav. LD₅₀ for rotter ved oral indgift er 5 g/kg (RTECS, 1999). Stoffets skadelige effekter er ikke velundersøgte.

Der er ved den fundne koncentration ringe risiko for akut forgiftning. Mangel på data tillader ikke en risikoscreening med hensyn til langtidseffekter.

Methylindan

Der er fundet 2 mg methylindan pr. kg tekstil. På grund af manglende data er det ikke muligt at risikoscreene dette stof.

7.2.11 Sundhedsvurdering af substituerede benzener

Nitrobenzen

Der er fundet 2 mg nitrobenzen (CAS nr. 98-95-3) pr. kg tekstil.

Nitrobenzen er klassificeret som akut giftig ved indtagelse, indånding og hudkontakt. Stoffet absorberes nemt gennem hud og lunger. LD₅₀ ved oralt indtag hos rotter ligger på 600-640 mg/kg, ved hudpåsmøring 2.100 mg/kg og ved inhalation er LC₅₀ 556 ppm/4 timer. Effekter ved akut eksponering kan være hovedpine, svimmelhed og methæmoglobinæmi, men der kan også opstå eufori og fornemmelse af velvære.

Nitrobenzen er også klassificeret som kræftfremkaldende i klasse 3 (Miljø- og Energiministeriet, 1997), samt klassificeret af IARC (1996) i gruppe 2B: Muligvis kræftfremkaldende. Dette er på baggrund af data fra inhalationsforsøg med rotter og mus. Der er ingen data, der har vist, at eksponering af mennesker har givet kræfttilfælde.

Stoffet er endvidere klassificeret som reproduktionstoksisk i klasse 3 (Miljø- og Energiministeriet, 1997), da det kan give nedsat fertilitet samt skader på testikler og sædceller. Lever, nyrer og binyrer ser også ud til at kunne tage skade ved længere tids eksponering.

IRIS (1999) har beregnet en RfD (referencedosis, svarer til TDI) på 0,0005 mg/kg legemsvægt pr. dag, ud fra det laveste effektniveau ved inhalationseksperimenter i mus og rotter.

Arbejdstilsynet (1996) har fastsat en grænseværdi for nitrobenzen i luft på 1 ppm eller 5 mg/m³.

0,5 kg tøj indeholder maksimalt 1 mg nitrobenzen. Antages hele dette kvantum absorberet af et barn på 10 kg, svarer dette til en eksponering på ca. 0,1 mg/kg legemsvægt. Dette er 200 gange mere end RfD.

Nitrobenzen fra tøjet kan desuden afgives til luften. Dette kan give problemer for butikspersonalet, hvis der er meget tøj i et lille lokale med dårlig ventilation.

Følgende scenarium kan opstilles: 20 bluser à 0,5 kg ophængt i et lokale på 3 x 4 x 2,5 m. Hvis hele det maksimalt fundne indhold af nitrobenzen afgives, kan koncentrationen i luften nå op på 0,67 mg/m³. Dette er 7,5 gange mindre end grænseværdien.

Ud fra ovenstående vurderes det, at der er risiko for skadevirkninger på langt sigt ved brug af tøj med den målte koncentration. Risikoen for skadevirkning på butikspersonale vurderes at være ringe.

Nitrobenzen lugter ligesom skosværte og kan erkendes ved 1,9 ppm i luften. Hvis tøjet lugter af skosværte, bør man undgå det.

(1-chlor-1-methylundecyl)benzen
(1-chlordodecyl)benzen
3,5-dinitrobrombenzen

Der er fundet 1 mg (1-chlor-1-methylundecyl)benzen og 1 mg (1-chlordodecyl)benzen pr. kg tekstil samt 2 mg 3,5-dinitrobrombenzen pr. kg tekstil. Der er ikke fundet relevante data til en risikoscreening af disse stoffer.

7.2.12 Metaller

Der er fundet forskellige metaller i tekstilprøverne, som angivet i tabel 7.3. Det har ikke ved analysen været muligt at fastslå, hvilken form metallerne forelå på, så indholdet er angivet som rent metal, selv om det næppe er det, der er tale om, når metallerne findes i tekstilerne. Af afsnit 5.3.7 fremgår det, at nogle metaller forekommer som urenheder i farvestoffer eller fibre, andre forekommer som del af farvestoffer eller pigmenter, f.eks. kobber i kobberphthalocyaniner. Andre metaller kan indgå i anvendte biocider, f.eks. tin i organotinforbindelser. De fundne metaller

stammer under alle omstændigheder fra selve tekstilet (herunder pigmenter i tryk mv.) og ikke fra metalliske genstande på/i tekstilet såsom lynlåse, knapper etc.

Giftighed og tilgængelighed

Om metallerne kan det generelt siges, at giftigheden og tilgængeligheden er meget afhængig af, hvilken kemisk form metallerne findes på (specieringen) samt deres binding til fibre eller andre komponenter i tekstilet (f.eks. trykfarve). De foreliggende analyser fortæller ikke noget om metallernes speciering eller bindingsforhold i tekstilet. Det er derfor meget vanskeligt at udtale sig om den reelle eksponering og deraf følgende risiko. Det er dog rimeligt at antage at forekomsten af følgende metaller, i de målte koncentrationer, er uden risiko:

zink	(bruges i hudpræparater, metabolismeforstyrrelser er kun relevant ved betydeligt og regelmæssigt oralt indtag)
kobber	(kritisk effekt kun relevant ved betydeligt oralt indtag)

mens forekomster af følgende metaller er forbundet med en vis risiko:

barium	(risiko ved støv og letopløselige forbindelser)
cadmium	(indtag af støv mm. bidrager til ophobning af cadmium i kroppen)
cobalt	(kan være sensibiliserende)
chrom	(kan være sensibiliserende)
nikkel	(kan være sensibiliserende)
bly	(indtag af støv m.m. bidrager til ophobning af bly i kroppen)
arsen	(risiko ved støv og letopløselige forbindelser)
kviksølv	(kan være sensibiliserende, og indtag af støv mm. bidrager til ophobning af kviksølv i kroppen)
tin	(risiko ved støv og letopløselige forbindelser)

En oversigt over de maksimale koncentrationer, som er fundet i tekstilerne, grænseværdier og kritisk effekt fremgår af tabel 7.3.

Herudover henvises til metaller og metalforbindelsers klassifikationsstatus i UPH-vurderingen i bilag 2.

Tabel 7.3

Metaller fundet i tekstilprøverne, deres maksimale, fundne koncentration, grænseværdi for indtagelse, samt kritiske effekter ved indtagelse og hudkontakt

Metal ¹	Max. indhold	Grænseværdi	Kritisk effekt
Barium	4,3 mg/kg tekstil	Ingen fundet	Støv virker slimhindeirriterende. Letopløselige salte er mere toksiske end tungtopløselige (f.eks. bariumsulfat) (Lundberg, 1987).
Cadmium	18 mg/kg tekstil	PTWI ² : 0,007 mg/kg legemsvægt/uge (JECFA, 1994)	Nyreinsufficiens resulterende i forøget udskillelse af protein, aminosyrer, glucose, fosfat og calcium (WHO, 1996).
Cobalt	110 mg/kg tekstil	>40 µg/dag for voksne (WHO, 1996) Sensibiliserede ved f.eks. tensid-beskadiget hud, som kan reagere på koncentrationer i ppm niveauet (Kimber & Basketter, 1996).	Irritation af mavetarmkanalen, akut kardiomyopati (Jensen & Tüchsen, 1990) Allergisk kontakteksem (Kimber & Basketter, 1996).
Chrom	1140 mg/kg tekstil	“Upper limit of safe range”: >250 µg/dag. (WHO, 1996) Højeste chromafgivelse, der ikke giver reaktion hos sensibiliserede: 0,5 µg/cm ² /time (Kimber & Basketter, 1996).	For hexavalent chrom: Væksthæmning, lever- og nyreskader (WHO, 1996). Sved kan opløse/korrodere metallisk chrom og give hexavalent chrom, som ved gennemtrængning af huden reduceres til trivalent chrom, der er allergent (Kimber & Basketter, 1996).
Kobber	320 mg/kg tekstil	PMTDI ³ : 0,05-0,5 mg/kg legemsvægt/dag (JECFA, 1994)	Lever-skader (med symptomer bl.a. i form af gulsot) (WHO, 1996).
Nikkel	3,6 mg/kg tekstil (3,0-4,2 mg/kg tekstil)	RfD: 0,02 mg/kg legemsvægt/dag (ATSDR, 1993) Sensibiliserede kan reagere på ned til 0,5 ppm (Kimber & Basketter, 1996)	Allergisymptomer hos nikkelsensibiliserede personer, irritation af mavetarmkanalen ved indtagelse (WHO, 1996).
Bly	90 mg/kg tekstil	PTWI ² : 0,025 mg/kg legemsvægt/uge (JECFA, 1994). Organiske blyforbindelser optages hurtigere gennem huden end uorganiske.	Forringet indlæringssevne, dårlig koncentrationsevne.
Zink	910 mg/kg tekstil	MTDI ⁴ : 1 mg/kg legemsvægt (JECFA, 1994)	Forstyrrelse af metabolismen af andre sporelementer, særligt kobber og jern (WHO, 1996).
Arsen	14,5 mg/kg tekstil (9 – 20 mg/kg tekstil)	PTWI ² : 0,015 mg/kg legemsvægt/uge (JECFA, 1994)	Øget keratinisering og pigmentering af huden, hudkræft (WHO, 1996).
Kviksølv	0,048 mg/kg tekstil	PTWI ² : 0,005 mg/kg legemsvægt/uge (JECFA, 1994)	Paræstesier (følelsesløshed, “soven”, kløen, brænden etc.), hjerneskader (WHO, 1996). Nogle kviksølvforbindelser kan give allergisk kontakteksem (Kimber & Basketter, 1996).
Tin	61 mg/kg tekstil	PTWI: 14 mg/kg legemsvægt/uge (WHO, 1996)	Uorganisk tin: Væksthæmning og anæmi Organisk tin: Ødelæggelse af centralnervesystemet.

- 1) Rent metal og/eller forbindelser heraf, angivet som rent metal
 2) PTWI Provisional tolerable weekly intake
 3) PMTDI Provisional daily dietary requirement/maximum tolerable daily intake
 4) MTDI Maximum tolerable daily intake (midlertidig)

7.2.13 Sundhedsvurdering af stoffkombinationer

Mulighederne for interaktioner mellem de mange forskellige stoffer er talrige og helt uoverskuelige. Det ville derfor være en større opgave at lave en detaljeret risikoscreening for hver enkelt stykke tøj. Generelt kan man sige, at risikoen er højst ved det tøj, som både indeholder hudirriterende stoffer og andre risikable stoffer. Hvis huden er irriteret, øges hudens gennemtrængelighed for de kemiske stoffer nemlig. Dermed øges også risikoen for allergisk kontakteksem og systemiske forgiftninger.

I ovenstående er de fundne stoffer risikoscreenet et for et. Det er imidlertid vigtigt at bemærke, at mange af stofferne findes i de samme stykker tøj, f.eks. findes der tre forskellige nitroaniliner i prøve nr. 2: Habitbukser og prøve nr. 12: Sort imiteret læderjakke. Prøve nr. 22: Polyester T-shirt med PVC-tryk "Ronaldo" indeholder f.eks. en stor og varieret kombination af kemikalier.

I disse tilfælde kan man, når stoffernes effekter er af samme art og mekanisme, f.eks. methæmoglobinæmi, regne stofferne som ét, dvs. addere risikoen. De tekstilprøver, hvori vi har fundet flere forskellige methæmoglobindannere, er opregnet i tabel 7.4. Methæmoglobinæmi er en tilstand, hvor blodets hæmoglobin i større eller mindre grad er forhindret i at transportere ilt ud i vævene. Risikoen for, at der opstår methæmoglobinæmi med blåfarvning af fingerspidser og læber ved de tilstedeværende koncentrationer, må anses for lav. Men vedvarende, svage grader af methæmoglobinæmi er heller ikke gunstigt, især ikke for børn og gravide, hvor resultatet kan blive forsinket eller forringet udvikling og indlærings-evne.

Følgende fundne stoffer kan give methæmoglobinæmi:

p-chloranilin
p-nitroanilin
m-nitroanilin
nitrobenzen
p-nitrotoluen

Følgende stoffer giver sandsynligvis også methæmoglobinæmi, men data er ikke fuldt oplysende:

2-chlor-4-nitroanilin
6-brom-2,4-dinitroanilin
6-chlor-2,4-dinitroanilin
2-cyano-4-nitroanilin
3,5-dinitrobrombenzen
2-brom-6-chlor-4-nitroanilin
6-methyl-3-nitroanilin
4-methyl-3-nitroanilin
4-chlor-2-nitroanilin

Tabel 7.4

Tekstilprøver med indhold af flere forskellige mulige methæmoglobin-dannere

Prøvenr. og beskrivelse	Koncentration [mg/kg tøj]	Kemisk navn for mulig methæmoglobin-danner
2: Mørkeblå farvet, vaskbar habitbuds af polyester/uld	68	6-brom-2,4-dinitroanilin
	3	6-chlor-2,4-dinitroanilin
	2	3,5-dinitrobrombenzen
3: Rødlig farvet nederdel af polyester/uld	3	2-cyano-4-nitroanilin
	2	2-chlor-4-nitroanilin
5: Trykt rødtligt sengelinned af 100% bomuld	64	6-methyl-3-nitroanilin
	18	p-chloranilin
	6	4-methyl-3-nitroanilin
	6	p-nitrotoluen
6: Gullig farvet dynebetræk af 100% bomuld	7	6-methyl-3-nitroanilin
	4	p-chloranilin
	1-2	4-methyl-3-nitroanilin
	1	p-nitrotoluen
12: Sort imiteret læderjakke, 100% polyester med "PVC"-belægning og nylonfor	18	6-brom-2,4-dinitroanilin
	5	6-chlor-2,4-dinitroanilin
21: Gullige farvede damebukser i 100% polyester	64	p-nitroanilin
	13	4-chlor-2-nitroanilin
	2	2-chlor-4-nitroanilin
22: Gul farvet T-shirt af 100% polyester med PVC-tryk "Ronaldo"	110	p-nitroanilin
	3	m-nitroanilin
	2	nitrobenzen

7.2.14 Opsummering

Den sundhedsmæssige risikoscreening af de fundne stoffer i tekstilerne viser, at følgende stoffer (se tabel 7.5) ud fra "worst-case" betragtninger kan være problematiske, idet de fundne koncentrationer muligvis kan give en risiko for skadelige effekter hos brugerne af tekstilerne og/eller salgspersonalet.

Tabel 7.5

Stoffer der potentielt kan være problematiske for brugere og butikspersonale.

Stofnavn	Risiko for forbruger	Risiko for butikspersonale
Nikotin	+	-
Nitrobenzen	+	-
Naphthalen	(-)	+
o-Chlorphenol	(+)	+
C ₃ -alkylbenzener	+	-
C ₄ -alkylbenzener	+	-
Tetrachlorethylen	+	-
p-chloranilin	+	-
p-nitroanilin	+	-
Toluendiisocyanat	+	+
DEHP	(+)	-
Acridin	(+)	(+)
Letopløselige bariumforbindelser	(+)	(+)
Cadmium	(+)	(+)
Cobalt	(+)	-
Nikkel	(+)	-
Chrom	(+)	-
Bly	(+)	(+)
Arsen	(+)	(+)
Kviksølv	(+)	(+)
Tin	(+)	(+)

+ = risiko; (+) = lille risiko; (-) = grænsetilfælde; - = ingen risiko

Visse farvestoffer kan være allergifremkaldende, men ingen af disse er fundet i de analyserede prøver.

Det kan ikke udelukkes, at også andre fundne stoffer kan være problematiske, men der ikke er fundet tilstrækkeligt med toksikologiske data om dem til en risikoscreening. Det drejer sig om:

2-brom-6-chlor-4-nitroanilin
 3,5-dinitrobrombenzen
 N-ethyltoluensulfonamid
 N-butylbensensulfonamid
 N-methyltoluensulfonamid
 6-methyl-3-nitroanilin
 4-methyl-3-nitroanilin
 4-chlor-2-nitroanilin
 2-chlor-4-nitroanilin
 6-brom-2,4-dinitroanilin
 6-chlor-2,4-dinitroanilin

2-cyano-4-nitroanilin
isoquinolin
indan
methyldiphenylamin
(1-chlordodecyl)benzen
(1-chlor-1-methylundecyl)benzen
methyldindan
2-methylnaphthalen

Nogle tekstiler indeholder flere forskellige stoffer, som i kombination kan være problematiske, fordi de alle kan give eller sandsynligvis kan give methæmoglobinæmi:

p-chloranilin
p-nitroanilin
m-nitroanilin
nitrobenzen
p-nitrotoluen
2-chlor-4-nitroanilin
4-chlor-2-nitroanilin
6-brom-2,4-dinitroanilin
6-chlor-2,4-dinitroanilin
2-cyano-4-nitroanilin
3,5-dinitrobrombenzen
2-brom-6-chlor-4-nitroanilin
6-methyl-3-nitroanilin
4-methyl-3-nitroanilin

De ovennævnte risikable stoffer er fundet ud fra en "worst-case" beregning, og det kan diskuteres, hvor realistisk denne beregning er.

Forudsætningen om, at tøjet vejer 500 g vil næppe være opfyldt i de tilfælde, hvor der er tale om en T-shirt til børn. Her er 200 g nok mere realistisk. Til gengæld kan f.eks. sengetøj, dvs. lagner, pude- og dynebetræk måske overstige forudsætningen om, at den del af tekstilet, som man er i kontakt med, vejer 500 g.

Forudsætningen om, at hele tekstilets indhold af det pågældende kemikalie er tilgængeligt for absorption, holder ikke i alle tilfælde. Dette tyder udvaskningsforsøgene bl.a. på. Men udvaskningsprocenterne varierer meget, fra under 1‰ til 100%. Det samme stof udvaskes ikke i lige stor grad fra alle slags tekstiler, f.eks. varierer udvaskningsgraden af nikotin fra 2 til 62% inden for de 8 prøver, hvori der er fundet nikotin. En stor udvaskningsprocent må tages som udtryk for, at stoffet ikke er særligt fast bundet, og sådanne stoffer må antages at kunne afsættes forholdsvist nemt på forbrugerens krop, inden tekstilet bliver vasket første gang. Vi ved ikke, hvor tilgængelige stoffer, som ikke udvaskes, er, ligesom vi heller ikke ved, hvor tilgængelige restkoncentrationer efter vask er.

Endelig skal det bemærkes, at det er begrænset, hvor repræsentative vores stikprøver er, samt at der godt kan være andre stoffer til stede i tekstiler, end dem vi har fundet ved denne undersøgelse. Der kan også findes

tekstiler, som indeholder såvel større som mindre koncentrationer af stoffer, end hvad vi har fundet. Variationsmulighederne er uendelige.

Der er således store usikkerheder ved "worst-case" beregninger. I de tilfælde, hvor vi har fundet, at der ud fra "worst-case" betragtninger kan bestå en risiko for forbrugerens eller butikspersonalets helbred, kan man få nærmere oplysning om risikoens størrelse ved konkrete målinger og/eller sandsynlighedsbaserede risikoanalyser for de enkelte stoffer.

8 Bortskaffelse af tekstiler

Primær funktion

Sekundær funktion

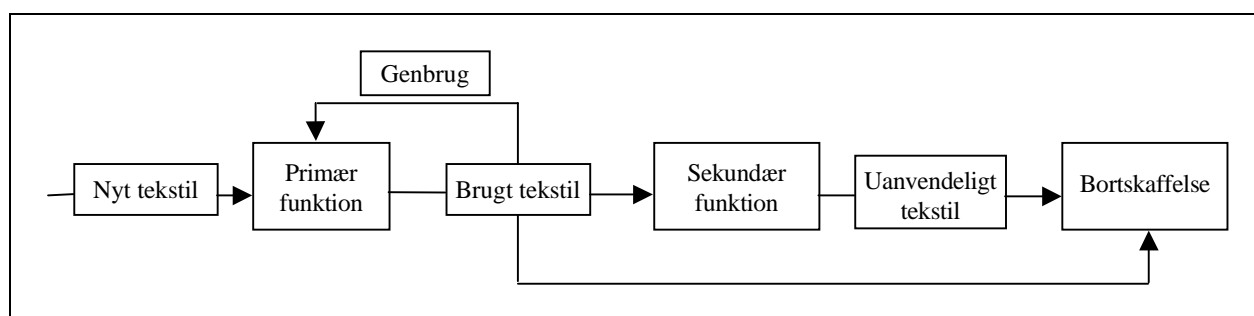
Levetid

Tekstiler vil ofte både have en primær og en sekundær funktion. Den primære funktion for f.eks. en bomulds T-shirt vil være at blive båret som beklædning af en bruger eller flere på hinanden følgende (videreanvendelse), og den sekundære funktion kan f.eks. være at blive brugt som klud eller måske i optrevlet tilstand som møbelpolstring (genbrug). Ifølge en tysk undersøgelse bruges almindeligt tøj i ca. 2-4 år, mens sengetøj har en gennemsnitlig levetid på 7,4 år (Dahm, 1996). Når den sidste bruger ikke kan eller vil finde anvendelse for tekstilet mere, bortskaffes det.

8.1 Tekstilers livsforløb i brugsfasen

Bortskaffelse

Med bortskaffelse menes her den proces, som tager tekstilet ud af sin oprindelige primære eller sekundære funktion og destruerer eller deponerer det. Videreanvendelse og genbrug, kommercielt eller privat, er således ikke omfattet af bortskaffelse i denne forbindelse. På denne måde kan miljøbelastningen fra tekstilkemikalier i bortskaffelsesfasen adskilles fra miljøbelastningen i tekstilets brugsfase, hvortil videregivning og genbrug hører. Disse er altså blot at betragte som en forlængelse af tekstilets ”opholdstid” i brugsfasen. Videreanvendelse og genbrug reducerer selvfølgelig den ”nødvendige” rate, hvormed nye tekstiler må produceres og dermed også raten af bortskaffelse, men alle tekstiler vil før eller siden blive bortskaffet. Ofte opbevares tekstiler dog i lang tid, efter at de er ophørt med at have et formål.



Figur 8.1
Livsforløb for et tekstil

Livsforløb

Som det fremgår af figur 8.1, kan et tekstil bortskaffes efter at have opfyldt sin primære funktion, hvilket vil være tilfældet, hvis man smider sin T-shirt i skraldespanden. Bortskaffelse efter sekundær funktion kan f.eks. optræde, hvis man bruger T-shirten til at rense cykelkæde med, inden den smides i skraldespanden.

Grunden, til at et tekstil forlader sin primære funktionsfase, kan være, at det er mere slidt (tyndt, hullet), end brugeren syntes om, at farven ikke er

tilfredsstillende, bleget af sol og vask, eller at detagemæssigt er upassende. Grunden, til at et tekstil forlader sin sekundære funktionsfase, vil oftest være, at tekstilet er praktisk uanvendeligt.

Endelig bortskaffelse

Den endelige bortskaffelse kan være af flere typer. Den vil i Danmark hovedsageligt bestå i

- bortskaffelse med husholdningsaffald
- bortskaffelse med storskrald

8.2 Genbrug og videreanvendelse

Nødhjælpsorganisationer

En del tekstiler genbruges via forskellige nødhjælpsorganisationer. Røde kors indsamler f.eks. 3.500 tons/år, hvoraf ca. 1.000 tons sælges i tøjbutikker i Danmark, 50-200 tons sendes til U-lande, ca. 1.200 tons laves til klude (hovedsageligt i Tyskland), og ca. 1.000 tons/år eksporteres, mens de sidste ca. 150 tons smides ud som affald eller sendes direkte til forbrænding (Brinck-Lund, 1996).

I Tyskland blev der fra husstande videregivet 870-960.000 tons beklædningsgenstande til videreanvendelse, genbrug og bortskaffelse, og heraf blev 500.000 tons afleveret til indsamlingsorganisationer (Jansson, 1996). Hvis det samme gør sig gældende i Danmark, er det således omkring 50%, som går til genbrug via indsamlingsorganisationer. Som tallene fra Røde kors viser, bortskaffes en mindre del af det indsamlede af indsamlingsorganisationerne, mens en stor del eksporteres.

Nettoeksport

Ifølge Dansk statistisk årbog (1997), "Udenrigshandelen fordelt på varer og lande, Import eksport af brugte beklædningsgenstande og brugte tekstilvarer" (artikel 6309.00.00), blev der i 1997 importeret 2.589,2 tons og eksporteret 9.930,5 tons. Der eksporteres altså en del mere, end der importeres. Denne nettoeksport svarer til ca. 1.3 kg brugt tekstil/person/ år. Som det fremgår af kapitel 2 er det estimerede forbrug i 1996 i Danmark 13 kg beklædningsstekstil pr. indbygger og 22 kg tekstil (inkl. boligtekstiler og tæpper) pr. indbygger. Nettoeksporten svarer derfor til mellem 6% og 10% af forbruget i Danmark.

8.3 Tekstilmængde der bortskaffes

Gennem samtaler med Dansk Textil & Beklædning, Husholdningsaffaldskontoret og Erhvervsaffaldskontoret i Miljøstyrelsen samt Rendan kunne det erfares, at der ikke er lavet specifikke undersøgelser herhjemme om bortskaffelse af tekstiler efter brugsfasen, og at der ikke umiddelbart findes tilgængelige data til at gennemføre en sådan undersøgelse.

Udenlandske undersøgelser

I andre lande er der en del oplysninger at få, og en del er blevet summeret af Jansson (1996). I Tyskland er den totale mængde tekstilaffald vurderet til 450.000 tons/år. Heraf er 100-150.000 tons produktionsspild, mens resten (300-350.000 tons/år) er andet tekstilaffald (Jansson, 1996). Mængden af andet tekstilaffald svarer således til ca. 4 kg pr. indbygger pr. år. En anden kilde vurderer mængden af tekstilaffald i Tyskland til at

være 1,8 mill. tons/år, hvoraf 800.000 tons er beklædningsgenstande (svarer til 10 kg/person/år) (Jansson, 1996). I USA er 4-6% af al deponeret affald tekstiler, og blandt indsamlede tekstiler bliver 7% deponeret (Jansson, 1996). I England har man registreret husholdningsaffaldssammensætningen i 1989, og tekstiler udgjorde 0,8 mill. tons ud af i alt 20 mill. tons, det vil sige ca. 4% (Watson, 1991). I Sverige genereres 60 mill. tons affald pr. år, og husholdningsaffald udgør heraf ca. 3 mill. tons/år. Man skønner, at 1-3% af husholdningsaffaldet består af tekstiler, og anvendes middelværdien (2%), svarer det til ca. 7 kg pr. indbygger pr. år (Jansson, 1996). Ydermere har et lokalt kommunalt affaldsselskab i Sverige, der i 1992 begyndte at kildesortere, registreret, at den brændbare fraktion, der specielt kan anvendes i en kedel bygget for biobrændsel, udgør 20% af husholdningsaffaldet, og at tekstiler udgør 10% af dette. Det vil sige, at tekstiler udgør 2% af den samlede husholdningsaffaldsmængde (Ren viden 3/96).

Danske undersøgelser

Der eksisterer som sagt ikke opgørelser for Danmark, der svarer til ovenstående. Dog anfører Jansson (1996), at den samlede mængde tekstilaffald fra produktion (altså ikke forbrug) i Danmark var 10.500 tons/år i 1992. Heraf blev 2.000 tons/år genanvendt, mens det resterende blev afbrændt.

Hvis forholdene i Danmark er sammenlignelige med forholdene i Tyskland, England, Sverige og USA, som de er beskrevet ovenfor, vil det være forventeligt, at 1-6% af husholdningsaffaldet i Danmark (dvs. dagrenovation, storskrald, haveaffald og farligt affald fra private husstande) består af tekstiler.

Herhjemme udgjorde dagrenovation og storskrald fra husholdninger i 1996 henholdsvis 1.655.000 tons og 639.000 tons, i alt 2.294.000 tons (Miljø- og Energiministeriet, 1997-3). Hvis man går ud fra, at 1-6 % af dette er tekstil, vil det svare til 22.940-137.640 tons/år eller 4,2-25 kg/person pr år.

I en opgørelse over dagrenovationsfraktioner fremgår det, at "andet brændbart", hvorunder tekstiler hører, udgør 10 kg pr. person/år (Christensen & Jacobsen, 1998), og den maksimale mængde, der bortskaffes ad denne vej, er således 10 kg pr. person/år. Samlet kan det, ud fra ovenstående, vurderes, at der formodentlig bortskaffes mellem 10 og 20 kg tekstil pr. person pr. år i Danmark. De tidligere nævnte, estimerede forbrug på 13 kg beklædningsstekstil pr. indbygger pr. år og 22 kg tekstil (incl. boligtekstiler og tæpper) pr. indbygger pr. år ligger altså på niveau med den vurderede mængde, der bortskaffes. Dette er også forventeligt, da forbruget ved balance (ingen ophobning) jo må være lig med den mængde, der bortskaffes plus nettoeksporten (estimeret til 1,3 kg brugt tekstil pr. person pr. år, se afsnit 8.2).

8.4 Bortskaffelse ved deponering

Deponering i Danmark før 1997

Affaldsmængden fra husholdninger (storskrald og dagrenovation) udgjorde i 1996, som nævnt ovenfor, 2.294.000 tons. Heraf gik 363.000 tons (15%) til genanvendelse, 1.524.000 tons (66%) til forbrænding og

407.000 tons (17%) til deponering (Miljø- og Energiministeriet, 1997-3). Igennem årene 1994 til 1996 har fordelingen mellem genbrug, deponering og forbrænding været nogenlunde konstant, og man kan altså regne med, at ca. 15-20% af alt tekstil er blevet deponeret, mens 60-70% er blevet afbrændt.

Deponering i udlandet

I England bliver der deponeret 700.000 tons tekstiler årligt (Ren viden 5/96) og i et gammelt deponi (opbygget 1977-85) i Tyskland med 93% husholdningsaffald, blev der fundet 10% tekstiler (Litteraturovervågning 6/97).

Deponering i Danmark fra og med 1997

I Danmark har det siden 1997 været reglen, at kun det affald, der ikke kan genanvendes eller forbrændes, deponeres. Dette skyldes et cirkulære om kommunale regulativer om forbrændingsegnet affald (Miljø- og Energiministeriet, 1997-2), hvoraf det fremgår, at forbrændingsegnet affald ikke må deponeres. Dog kan det tillades, at der sker en midlertidig deponering i ét år grundet f.eks. kapacitetsproblemer, hvilket har været tilfældet (Rendan-1, 1999). På trods af at der således principielt ikke bør blive deponeret mere tekstilaffald af typen gammelt tøj og lign., vil der formodentlig stadig forekomme en mindre midlertidig deponering nogle år frem i tiden på grund af kapacitetsproblemer.

Regeringens affaldsplan 1998-2004

Regeringen har i januar 1999 fremlagt en affaldsplan 1998-2004 (Miljø- og Energiministeriet, 1999-1), hvor målet er at stabilisere de samlede affaldsmængder, øge kvaliteten i affaldsbehandlingen og udnytte ressourcerne i affaldet bedre. Det nævnes, at man vil søge at øge udsorteringen af miljøbelastende affaldsfraktioner, men der satses ikke på at gøre noget ved tekstiler.

Miljøproblemer ved deponering

Problemerne ved deponering af tekstiler er formodentlig begrænset til de problemer, deponering i det hele taget udgør, f.eks. hvad angår arealanvendelse, men der er en risiko for, at de kemikalier i tekstiler, der kan udvaskes med vand, vil være at finde i perkolatet fra lossepladsen. Specielt azo-farvestoffer kan måske være et problem, idet en del af disse under anaerobe forhold, som netop vil optræde på lossepladsen, kan fraspalte arylaminer. Det kan heller ikke udelukkes, at f.eks. tungmetallindholdet i tekstilerne vil blive frigjort (ende i perkolat) under nedbrydningsprocesserne på lossepladsen.

Arylaminer

Hvad angår arylaminer, har de forskellige sorptionsegenskaber, men mange af dem, som kan fraspaltes fra farvestoffer, sorberer en del til jord og specielt organisk materiale. Generelt er sorptionen i mellemklassen, og mobiliteten i jord kan generelt klassificeres som moderat til høj. F.eks. er der for en række arylaminer (p-chloranilin, m-nitroanilin, 5-nitro-orthotoluidin, p-nitroanilin og 4-methylnitrobenzen) målt eller beregnet K_{oc} værdier på mellem 50 og 500 (CHEM-BANK, 1999). Man kan således ikke udelukke, at visse arylaminer udvaskes til grundvandet fra lossepladser, der ikke er ordentligt sikret mod perkolatnedsivning.

På lossepladser er der også den mulighed, at frigjorte stoffer transporteres med organiske kolloider og derved kan forurene grundvandet ad den vej. At stofferne ender i overfladevand (vandløb og lign.) via udsivning af perkolat, er ligeledes en mulighed.

Problemet fremtidige omfang

Som det fremgår af resultaterne af forsøgene med simuleret husholdningsvask i kapitel 6, må det dog forventes, at en ikke uvæsentlig del af kemikalieindholdet i de tekstiler, der undergår husholdningsvask, udvaskes i løbet af tekstilets levetid. Set i lyset af dette samt praksis ved bortskaffelse af tekstiler i Danmark - som er reguleret ved ovennævnte cirkulære, der "forbyder" deponering af tekstiler - vurderes deponering af tekstiler som ubetydelig i miljømæssig sammenhæng fremover.

8.5 Bortskaffelse ved forbrænding

I Danmark er den fremherskende metode til forbrænding af brændbart affald forbrænding på rist i ovn, og den største mængde tekstiler, som bortskaffes, vil gennemgå denne proces. Tekstilfibre og organiske forbindelser anvendt i tekstilerne vil formodentlig blive omsat stort set fuldstændigt under forbrændingen. Dog kan der dannes skadelige chlorerede forbindelser (dioxin), hvis tekstilet indeholder chlorerede stoffer, som f.eks. PVC og chlorerede farvestoffer og pigmenter. Bidraget fra disse kilder vurderes dog at være forsvindende i forhold til andre kilder til chlorerede forbindelser i brændbart affald - her tænkes især på andre PVC-kilder (plastprodukter). Efter forbrændingen vil der i restprodukterne være forskellige salte og tungmetaller, hvor disse har indgået i tekstilerne. Tungmetallerne vil være at finde i slagge, kedelbundaske, flyveaske og restprodukter fra røggasrensningprocesser. Et eksempel på den relative fordeling af tre tungmetaller på restprodukter fremgår af tabel 8.1.

Chlorerede forbindelser

Tungmetaller i restprodukter

Tabel 8.1

Fordeling af tungmetaller på aske og slagge. % af affaldets tungmetallindhold.

	Cd	Pb	Hg
Slagge	15%	65%	2%
Kedelbundaske og flyveaske	83%	34%	13%

Indholdet af tungmetaller i øvrige restprodukter fra røggasrensningprocesserne er afhængig af typen af rensning, men i flere tilfælde er indholdet stort.

Genanvendelse af rensprodukter

Slagge kan i nogle tilfælde genanvendes, f.eks. i vejbyggeri, men hvis pH bliver for lav i slaggen, er der risiko for, at den lækker tungmetaller. Kedelbundaske, flyveaske og rest fra røggasrensning må anbringes i specialdeponier (Rendan-2 1999).

Tungmetaller fra tekstiler

Tungmetaller fra tekstiler, der bliver bortskaffet ved forbrænding, vil bidrage til tungmetallindholdet i restprodukterne. Det maksimale indhold af tungmetaller i tekstiler, fundet i dette projekt, er dog - afhængigt af det enkelte tungmetal - sammenligneligt eller væsentligt lavere end det almindelige indhold af tungmetaller i det affald, der bliver afbrændt på

forbrændingsanlæg (Christensen & Jacobsen, 1998). Desuden må det, som de udførte vaskeforsøg viser (se kapitel 6), forventes, at de fleste tungmetaller udvaskes i væsentligt omfang under husholdningsvask i tekstilets levetid. Da det yderligere, som angivet i afsnit 8.3, vurderes, at tekstiler kun udgør 1-6% af husholdningsaffaldet i Danmark, vurderes tekstiler ikke som nogen væsentlig kilde til tungmetaller i restprodukter fra affaldsforbrænding og hermed ikke som nogen betydende bidragsyder til de miljøproblemer, der er forbundet med deponering af restprodukterne.

8.6 Opsummering

Mange tekstiler har både en primær (f.eks. som beklædning) og en sekundær (f.eks. som klude) funktion, inden de bortskaffes. Almindeligt tøj kan f.eks. blive brugt 2-4 år og sengelinned i godt 7 år, inden det f.eks. ender som klude.

Det vurderes, at omkring 50% af den brugte mængde beklædningstekstil i Danmark genbruges. Det vurderes endvidere, at der bortskaffes 10-20 kg tekstil pr. person pr. år, hvilket ligger på niveau med det estimerede forbrug på 13-22 kg tekstil pr. person pr. år. Endelig vurderes det, at stort set al bortskaffelse af tekstil i Danmark i dag foregår ved forbrænding, og at bidrag til miljøproblemer forbundet hermed - f.eks. deponering af forbrændingsrestprodukter - fra tekstiler omfattet af projektet, ikke er af væsentlig betydning.

9 anbefalinger vedrørende kemikalier i tekstiler

De kemikalier, der på baggrund af risikovurderingen/-screeningen i kapitel 7, er vurderet til i større eller mindre omfang at udgøre en risiko for miljø- og/eller sundhedseffekter i brugsfasen, er angivet nedenfor. Umiddelbart vurderede muligheder for substitution er behandlet, og udviklingsbehov oplistet. Sidst i kapitlet findes en opsummering.

9.1 Kemikalier der bør søges undgået

Stoffer med en vis risiko

Kemikalier, der er konstateret i de 22 tekstilstikprøver fra det danske marked, og som vurderes at udgøre en risiko for miljøeffekter i vandmiljøet som følge af husholdningsvask og/eller en risiko for sundhedseffekter over for forbrugere og forhandlere (butikspersonale), er angivet i tabel 9.1.

Tabel 9.1*Kemikalier i tekstiler der udgør en miljø-og/eller sundhedsmæssig risiko*

Kemikalie/stof	Sundhedsrisiko for forbruger	Sundhedsrisiko for butikspersonale	Vandmiljørisiko
Nikotin	+	-	+
Naphthalen	(-)	+	-
DEHP	(+)	-	+
o-chlorphenol	(+)	+	-
C ₃ -alkylbenzener	+	-	-
C ₄ -alkylbenzener	+	-	-
Tetrachlorethylen	+	-	-
p-chloranilin	+	-	(-)
p-nitroanilin	+	-	-
Toluene diisocyanat	+	+	-
Acridin	(+)	(+)	+
Nitrobenzen	+	-	-
Barium (letopløselig)	(+)	(+)	-
Cadmium	(+)	(+)	+
Cobalt	(+)	-	(-)
Chrom	(+)	-	+
Bly	(+)	(+)	+
Arsen	(+)	(+)	-
Kviksølv	(+)	(+)	-
Tin	(+)	(+)	(-)
Nikkel	(+)	-	-
Zink	-	-	+
Nonylphenoethoxylater	(-)	-	+
2,6-dichlor-4-nitroanilin	-	-	+
2-chlor-4-nitroanilin	(-)	-	+
6-methyl-3-nitroanilin	(-)	-	+
Diphenylamin	(-)	-	+

+: Risiko (+); Lille risiko (-): Grænsetilfælde -: Ingen risiko

Disse stoffer bør om muligt substitueres, eller alternativt bør deres forekomst i brugsklare tekstiler begrænses til et absolut minimum.

For de stoffer, der er udvaskelige (bl.a. visse tungmetaller i visse sammenhæng), er det muligt for forbrugeren at formindske sundhedsrisikoen ved at vaske tøjet før første gangs brug. Det siger sig selv, at stofferne gør mindre skade på forbrugeren, når de befinder sig i vaskevandet, end når det sidder på forbrugers hud eller i barnets mund. Det har inden for rammerne af nærværende undersøgelse ikke været muligt at afgøre, hvor tilgængelige kemikalierester efter vask er, ej heller hvor stor en risiko de udgør.

Vask af tøj

Andre stoffer

Hvad angår andre konstaterede kemikalier, blev yderligere tre kemikalier ved miljørisikovurderingen vurderet til grænsetilfælde (4-methyl-3-nitroanilin, N-butylsulfonamid og kobber) og syv kemikalier kunne ikke risikovurderes på grund af datamangel, se kapitel 7. Hertil kommer den visuelt konstaterede forekomst af farvestoffer i vaskevandet, hvis mængde og type, og derfor miljømæssige betydning, det ikke har været muligt

at afklare inden for rammerne af nærværende projekt. Endeligt skal det bemærkes, at kun 52 kemikalier ud af de 190 potentielt forekommende endte i den mindst belastende kategori (C) ved miljøfarlighedsscreeningen (se kapitel 4). Noget tilsvarende gør sig gældende, hvad angår sundhedsrisikoscreeningen og farlighedsvurderingen. F.eks. kunne 19 kemikalier ikke risikoscreenes på grund af datamangel, og kun 77 af de 190 potentielt forekommende kemikalier endte i farlighedskategorien for de uproblematiskke stoffer (H). Alle disse forhold, kombineret med at undersøgelsen her ”kun” omfatter 22 udvalgte tekstilprøver fra et stort, varieret og modemæssigt omskifteligt tekstilmarked, peger på, at der er rig mulighed for at andre kemikalier, end de i tabel 9.1 angivne, kan udgøre en risiko.

Det er dog her valgt kun at behandle de stoffer yderligere, der decideret er vurderet til at udgøre en risiko eller en lille risiko. Nedenstående afsnit om substitution omhandler derfor kun stofferne i tabel 9.1.

9.2 Substitutionsmuligheder

Hovedtyper

De udpegede problemstoffer kan generelt opdeles i to hovedtyper:

- Stoffer der på forskellig vis især kan relatere sig til de anvendte farvestoffer eller pigmenter.
- Andre stoffer, fortrinsvis hjælpestoffer.

Tabel 9.2 og 9.3 opdeler stofferne i de to hovedtyper, og stoffernes sandsynlige oprindelse er angivet.

Tabel 9.2

Problematiske stoffer, som især kan relateres til de anvendte farvestoffer/pigmenter

Stofnavn	Vurdering af sandsynlig oprindelse
2,6-dichlor-4-nitroanilin	Urenhed, intermediær fra farvestof-/pigmentproduktion (fra azo-farvestof).
2-chlor-4-nitroanilin	Urenhed, intermediær fra farvestof-/pigmentproduktion (fra azo-farvestof).
6-methyl-3-nitroanilin	Urenhed, intermediær fra farvestof-/pigmentproduktion (fra azo-farvestof).
p-chloranilin	Urenhed, intermediær fra farvestof-/pigmentproduktion (fra azo-farvestof).
p-nitroanilin	Urenhed, intermediær fra farvestof-/pigmentproduktion (fra azo-farvestof).
Diphenylamin	Urenhed, intermediær fra farvestof-/pigmentproduktion.
Acridin	Urenhed, intermediær fra farvestof-/pigmentproduktion.
Nitrobenzen	Urenhed, intermediær fra farvestof-/pigmentproduktion.
Chrom (Cr)	Komponent i farvestof/pigment. Urenhed i farvestof/pigment.
Cobalt (Co)	Komponent i farvestof/pigment. Urenhed i farvestof/pigment.
Zink (Zn)	Komponent i farvestoffer/pigmenter (f.eks. kationiske farvestoffer). Urenhed i farvestof/pigment. Katalysator ved bl.a. krølægthedsbehandling.
Bly (Pb)	Urenhed i farvestof/pigment. Komponent i visse pigmenter.
Barium (Ba) (let opløselig)	Urenheder i farvestof/pigment. Komponent i visse pigmenter. Appretur (hvid). Mattering af viskose.
Cadmium (Cd)	Urenhed i farvestof/pigment. Stabilisator i plastisolfarver (PVC)
Arsen (As)	Urenhed i farvestof/pigment.
Kviksølv (Hg)	Urenhed i farvestof/pigment.
Nikkel (Ni)	Komponent i farvestof/pigment. Urenhed i farvestof/pigment.
Tin (Sn)	Urenhed i farvestof/pigment. Stabilisator i plastisolfarver (PVC). Initiator ved polyurethanfremstilling.

Tabel 9.3*Problematiske stoffer, fortrinsvis hjælpestoffer*

Stofnavn	Vurdering af sandsynlig oprindelse
C ₃ -alkylbenzener (f.eks. trimethylbenzen)	Carrier til polyesterfarvning.
C ₄ -alkylbenzener (f.eks. butylbenzen)	Carrier til polyesterfarvning.
Tetrachlorethylen	Carrier til polyesterfarvning
Nonylphenoethoxylater (NPEO)	Detergent. Emulgator/dispergeringsmiddel ved tryk.
Naphthalen	Biocid. Konserveringsmiddel. Carrier.
Nikotin	Biocid. Konserveringsmiddel.
o-chlorphenol	Biocid. Konserveringsmiddel.
Diethylhexylphthalat (DEHP)	Blødgører i PVC v. PVC-tryk mm. (Carrier)
Toluendiisocyanat	Urenhed, monomerrest fra poly- urethanfremstilling.

Kemikalieproducenter

Et antal væsentlige kemikalieproducenter er blevet kontaktet af projektgruppen med henblik på en udtalelse om de udpegede problematiske stoffer. Det drejer sig om producenterne BASF Danmark A/S, Ciba Specialty Chemicals A/S, Clariant A/S, DyStar og Sun Chemicals A/S. Projektgruppen har modtaget svar fra de tre sidstnævnte. Svarene er i relevant omfang indarbejdet i nedenstående.

Ved arbejdet med substitution af stoffer, som er tilsat under produktionen af tekstilet for at opnå en bestemt effekt, er det hensigtsmæssigt allerførst at overveje om kemikalietypen, som stofferne tilhører, helt kan undgås - f.eks. ved at ændre på arbejdsgange eller ændre anvendt teknologi. Er dette ikke mulig, kan man dernæst undersøge om stofgruppen kan substitueres med en anden mindre miljø- og sundhedsbelastende gruppe.

Tungmetalbaserede farvestoffer

Meget få af stofferne i tabel 9.2 er tilsat i produktionen for at give en bestemt effekt eller funktion. Metallerne chrom, cobalt, nikkel, zink, bly og barium er undtagelserne, idet de alle kan indgå som komponent i visse farvestoffer og pigmenter (anvendelse af de tre sidstnævnte er dog ikke nær så udbredt). F.eks. er det højeste indhold af bly konstateret i tekstil nr. 1 (PVC-tryk), hvor chromindholdet samtidigt er relativt højt. Masseforholdet mellem bly og chrom svarer til 1:4, hvilket kunne tyde på, at der her er anvendt det gule pigment blychromat. Generelt kan siges, at metaller indbygges i farvestoffer enten for at give en bestemt ønsket farvenuance og/eller for at give ekstra god farveægthed (f.eks. vaskeægthed og lysægthed). Vurderingen er generelt, at det i langt de fleste tilfælde - men ikke alle - er muligt at undgå metalbaserede farvestoffer og pigmenter og alligevel opnå den samme kvalitet. De store producenter har alle udviklet specielle, metalfri farvestof- og pigmentserier. Det anbefales

derfor generelt at søge at undgå metalbaserede farvestoffer og pigmenter, hvor dette er muligt.

Af andre tilsigtede funktioner for tungmetaller skal nævnes, at bl.a. cadmium- og tinforbindelser kan anvendes som varmemestabilisatorer i plastisolfarver (PVC) samt at tinforbindelser anvendes som initiator ved polyurethanfremstilling (Leach *et al.*, 1992; Wallström *et al.*, 1996; Naturvårdsverket, 1996). De højeste koncentrationer af disse to metaller er netop fundet i tekstiler (nr. 1 og 22) med PVC-tryk og ét tekstil (nr. 12), der givetvis har polyurethanbelægning. PVC-tryk og polyurethan er yderligere omtalt nedenstående. Desuden skal det bemærkes, at zink anvendes som katalysator ved bl.a. krølægthedsbehandling og barium bl.a. ved mattering af viskose.

Urenheder

De øvrige stoffer i tabel 9.2 samt forekommende mindre mængder af de ovennævnte metaller stammer efter al sandsynlighed fra urenheder i anvendte farvestoffer og/eller pigmenter.

Arylaminer

Hvad angår p-chloranilin og 6-methyl-3-nitroanilin, der begge optræder på den tyske MAK-liste (Fünfte Verordnung, 1997) over arylaminer mistænkt for at være kræftfremkaldende, angiver alle de kemikalieproducenter, projektgruppen har været i kontakt med, at ingen af deres farvestoffer eller pigmenter er baseret på og/eller fraspalter disse arylaminer.

For resten af de organiske stoffer og metaller i tabel 9.2 vurderer producenterne, at de niveauer, stofferne kan forekomme i, hvad angår deres farvestoffer og pigmenter, er ubetydelig. De angivne organiske urenheder i tabel 9.2 (arylaminer mm.) er dog i nærværende undersøgelse fundet i et væsentligt antal tekstiler på det danske marked i koncentrationer, der er vurderet til at udgøre en miljø- og/eller sundhedsmæssig risiko. En minimering af indholdet af disse urenheder er nødvendig, hvis risikoen for effekter i vandmiljøet og sundhedsrisikoen for forbrugeren og/eller butikspersonalet skal formindskes eller fjernes.

Tungmetalurenheder

ETAD-standard (alle kontaktede producenter er medlem af ETAD) for maksimalt indhold af udpegede problematiske tungmetaller i farvestoffer og pigmenter som urenheder er ifølge oplysninger fra Clariant (oktober 1999) følgende: Cr 100 ppm, Co 500 ppm, Zn 1500 ppm, Pb 100 ppm, Ba 100 ppm, Cd 20 ppm, As 50 ppm, Hg 4 ppm, Ni 200 ppm og Sn 250 ppm. En "worst-case" beregning for en meget dyb 3% farvning, hvor det antages, at 100% af tungmetalindholdet ender på tekstilet (hvilket er usandsynligt) giver således følgende indhold i tekstilet: Cr 3 ppm, Co 15 ppm, Zn 45 ppm, Pb 3 ppm, Ba 3 ppm, Cd 0,6 ppm, As 1,5 ppm, Hg 0,12 ppm, Ni 6 ppm og Sn 7,5 ppm. Disse koncentrationer ligger for de fleste metaller vedkommende under de koncentrationer, der ifølge miljørisikovurderingen (se kapitel 7) giver problemer i forbindelse med husholdningsvask - dog ligger nikkelt over og zink, bly og cadmium ligger over i få tilfælde. Det faktum, at der i flere tekstiler på det danske marked er fundet tungmetalindhold, der i større eller mindre omfang vurderes til at udgøre en både sundheds- og miljømæssig risiko, og at disse metaller tildels må stamme fra urenheder, peger på, at en minimering af tungmetalurenheder i farvestoffer/pigmenter er nødvendig, hvis risikoen skal formindskes eller fjernes.

<p><i>PVC-tryk (plastisol-tryk)</i> <i>DEHP</i></p>	<p>Analyserne af tekstiler med PVC-tryk tyder på, at PVC er den væsentligste, mængdemæssige kilde til DEHP, diethylhexylphthalat. Desuden tyder fund og udvaskning af DEHP i visse tekstiler på, at stoffet muligvis også har været anvendt som carrier. Her til kommer, som tidligere nævnt, at den højst målte koncentration af tungmetallet cadmium netop er fundet i et tekstil med PVC-tryk. Skal PVC anvendes til tryk, bør plasten være fri for DEHP og cadmium. Det anføres i Miljøstyrelsens handlingsplan for phthalater (Miljø- og Energiministeriet, 1999), at der findes alternativer til PVC-tryk inden for nogle områder, og at der i branchen arbejdes på at finde egnede alternativer.</p>
<p><i>Cadmium</i></p>	
<p><i>C₃- og C₄-alkylbenzene</i></p>	<p>Stofferne i tabel 9.3 har meget forskellig oprindelse. Stofgrupperne C₃- og C₄-alkylbenzener, eksemplificeret med henholdsvis stofferne trimethylbenzen og butylbenzen samt tetrachlorethylen, stammer med al sandsynlighed fra anvendelse som carrier ved farvning af polyester. Carriers, der især anvendes til farvning af polyester, kan helt undgås, hvis farvningen udføres som en højtemperaturfarvning under tryk (HT-farvning ved ca. 130°C). HT-farvning kan derfor generelt anbefales, hvor det er muligt. I visse tilfælde, f.eks. farvning af blandinger med uld, kan der ikke farves ved høj temperatur, da f.eks. uld ikke kan tåle de høje temperaturer. I disse tilfælde bør carriers med betydeligt bedre miljø- og sundhedsmæssige egenskaber, end de ovennævnte, benyttes. Carriers, der ved farlighedsscreeningen (se kapitel 4) endte i de mindst belastende kategorier (C og H) – dvs. både hvad angår sundhed og vandmiljø – kan være mulige alternativer. Af carriers konstateret i analyserede tekstilprodukter, er bl.a. diethylphthalat umiddelbart vurderet til at være blandt de relativt mindre miljø- og sundhedsbelastende.</p>
<p><i>Tetrachlorethylen</i></p>	
<p><i>Carrier</i></p>	
<p><i>NPEO</i></p>	<p>Detergenter eller dispergeringsmidler baseret på NPEO (nonylphenol-ethoxylater) anvendes og forhandles stadig i store dele af verden. Men hos seriøse producenter har der siden starten af 90'erne foregået et stort arbejde med at finde alternative produkter. Til alle formål og i alle tilfælde vurderes det derfor at være muligt at finde egnede alternativer. Alternative mindre miljøbelastende substitutter er bl.a. at finde blandt de anioniske tensider alkylsulfater og carboxylater, og blandt de nonioniske tensider, fedtalkoholethoxylater og glycosidbaserede typer (Almasy, 1999).</p>
<p><i>Naphthalen, nikotin og o-chlorphenol</i></p>	<p>Naphthalen, nikotin og o-chlorphenol kan alle stamme fra anvendelse af biocider eller konserveringsmidler enten i kemikalier eller selve tekstilet. Naphthalen kan muligvis også stamme fra brug af naphthalenbaserede carriers (naphthalen er fundet i små mængder i to tekstiler, der indeholder polyester). Brug af naphthalen, nikotin og o-chlorphenol bør under alle omstændigheder undgås. Det er ikke umiddelbart muligt at pege på alternative biocider eller konserveringsmidler, idet kilden til (eller anvendelsen af) de pågældende stoffer ikke kan udpeges præcist nok.</p>
<p><i>Toluendiisocyanat og tin</i></p>	<p>I et enkelt tilfælde er der fundet et relativt højt indhold af toluendiisocyanat i kombination med det højeste fundne indhold af tin. Disse stoffer formodes at stamme fra fremstillingen af polyurethan, hvor toluendiisocyanat indgår som monomer, og organotinforbindelser kan indgå som initiator. Forekomst af tin (især udvaskbar del) bør undgås eller begræn-</p>

ses stærkt. Optimeret udhærdning af polyurethan vil sandsynligvis kunne begrænse forekomsten af monomerresten toluendiisocyanat.

9.3 Udviklingsbehov

På baggrund af ovenstående vurderinger og undersøgelsen i det hele taget vurderes det, at der er behov for afklaring af følgende emner:

- hvor store mængder farvestoffer (overskudsfarve) udvaskes ved husholdningsvask i Danmark, hvad er den miljømæssige betydning heraf - herunder spaltning af azo-farvestoffer til arylaminer i renselanlæg
- muligheder for at minimere indhold af urenheder (bl.a. arylaminer) i farvestoffer/pigmenter
- muligheder for at minimere indhold af tungmetalurenheder i farvestoffer/pigmenter
- hvor meget restkemikalieindhold udvaskes fra tekstiler ved gentagne husholdningsvaske
- hvor stammer nikotinen i de analyserede tekstiler fra
- hvad gør vi med det store antal tekstilkemikalier, der på grund af datamangel ikke har kunnet vurderes

9.4 Opsummering

Undersøgelsen her peger på, at i alt 27 stoffer, der forekommer i tekstiler på det danske marked, bør substitueres eller begrænses til et absolut minimum. Da undersøgelsen bygger på stikprøver, og flere kemikalier ikke har kunnet vurderes på grund af datamangel, er det sandsynligt, at flere end de 27 stoffer udgør en risiko eller lille risiko for forbrugere og/eller butikspersonale og/eller vandmiljø. For de stoffer der er udvaskelige (bl.a. visse tungmetaller i visse sammenhæng), er det muligt for forbrugeren at formindske sundhedsrisikoen ved at vaske tøjet før første gangs brug.

De 27 problematiske stoffer (se tabel 9.1) domineres af urenheder i farvestoffer samt carriers. Hvad angår tungmetaller i farvestoffer/pigmenter, anbefales det om muligt at undgå brug af tungmetalbaserede farvestoffer/pigmenter og at minimere indholdet af tungmetalurenheder i øvrige farvestoffer/pigmenter. En reducere af arylaminindholdet og andre urenheder i form af organiske farvestofintermediærer anbefales ligeledes.

Det anbefales endvidere, at forekomst af DEHP og cadmium i PVC-tryk fjernes eller alternativt helt at undgå PVC-tryk, hvilket er endnu bedre. Brug af carriers kan i stort omfang undgås ved at benytte højtemperaturfarvning bortset fra ved farvning af blandinger, hvor uld indgår. Her bør anvendes mindst miljø- og sundhedsbelastende carriers. Det vurderes, at nonylphenoletoxylater vil kunne substitueres af bl.a. fedtalkoholetooxylater. Den præcise anvendelse af nikotin har ikke kunnet udredes, og substitutter kan derfor ikke angives. Forekomst af tin (især udvaskbar del) og toluendiisocyanat i "polyurethantekstiler" bør søges undgået eller stærkt begrænses. Tilstedeværende toluendiisocyanat kan muligvis begrænses ved optimal udhærdning af polyurethan.

Af udviklingsbehov kan nævnes emnerne:

- Afklaring af miljømæssig betydning af udvaskning af farvestoffer under husholdningsvask
- Afklaring af muligheder for at minimere urenheder i farvestoffer/pigmenter
- Hvad er betydningen af gentagne husholdningsvaske på kemikalieindholdet i tekstilet
- Hvor samt med hvilket formål anvendes nikotin.

10 Referencer

Almasy, G. (1999). Substitution of Alkyl Phenol Ethoxylate Detergents. Section 3.3 in *Cleaner Technology Transfer to the Polish textile Industry*. DANCEE. Ministry of Environment and Energy, Denmark.

Anliker, R. & E.A. Clarke (1980). The ecology and toxicology of synthetic organic pigments. *Chemosphere*, Vol. 9, pp 595-609.

Anliker, R. & P. Moser (1987). The Limits of Bioaccumulation of Organic Pigments in Fish: Their Relation to the Partition Coefficient and Solubility in Water and Octanol. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Vol. 13, pp. 43-52.

Anliker, R., E.A. Clarke & P. Moser (1981). Use of the partition coefficient as an indicator of bioaccumulation tendency of dyestuffs in fish. *Chemosphere*, Vol. 10, No. 3, pp. 263-274.

AQUIRE (1999). Aquatic Toxicity Information Retrieval Database. EPA, United States Environmental Protection Agency.
<http://www.epa.gov/ecotox/>

ATSDR (1993). Toxicological profile for Nickel. US Department of Health and Human services. Public Health Service. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. TP-92/14.

Baumann, W. & B. Herberg-Liedtke (1991). *Druckereichemikalien. Daten und Fakten zum Umweltschutz*. Springer Verl., Tyskland.

BIODEG PROGRAM (1993). Prediction of biodegradation. Version 3.03. US-EPA, Syracuse Research Coporation, OTS-Washington DC, USA.

Blomsten (1998). Draft Commission Decision of ... 1998 establishing the ecological criteria for the award of the Community eco-label to textile products (Text with EEA relevance). Annex I.a and I.B. Regulation (EEC) No. 880/92.

Brarup, C.H., A. Drøjdahl, J. Hansen, H.B. Boyd, A.R. Pedersen & H.F. Larsen (1998). Azocolorants in Textiles and Toys. Environmental Project No. 416, 1998. Ministry of Environment and Energy, Denmark. Danish Environmental Protection Agency.

Brinck-Lund, I. (1996). En verden af genbrug, *Dialog* 4, 1996, pp. 18-19

Brown, A.W.A. (1978). "Ecology of Pesticides". Wiley-Interscience, USA.

Brown, D. & B. Hamburger (1987). The degradation of dyestuffs: Part III. Investigation of their ultimate degradability. *Chemosphere*, Vol. 16, No. 7, pp. 1539-1553.

Brown, D. & P. Laboureur (1983). The degradation of dyestuffs: Part I. Primary degradation under anaerobic conditions. *Chemosphere*, Vol. 12, No. 3, pp. 397-404.

Budavari, S., M.J. O'Neil, A. Smith, P.E. Heckelman & J.F. Kinneary (eds) (1996). *The Merck index*, 12th edition. Merck research laboratories. div of Merck & CO., Inc. Whitehouse station, NJ.

Burg, A.W. & M.C. Charest (1980). Azo dyes: Evaluation of data relevant to human health and environmental safety. Arthur D. Little, Inc., July, 1980, (C-82875). Prepared for ETAD.

CHEM-BANK (1999). Databanks of potential hazardous chemicals: RTECS, OHMTADS, CHRIS, HSDB and IRIS. USA. CHEM-BANK™, CD-ROM, SilverPlatter International N.V., February 1999.

Christensen, T.H. & H. Jacobsen (1998) Affaldets mængde og sammensætning. Afsnit 2.1 i bogen: "Affaldsteknologi", redigeret af T.H. Christensen, Teknisk forlag A/S.

Christiansen, K., A. Grove, L.E. Hansen, L. Hoffmann, A.A. Jensen, K. Pommer & A. Schmidt (1990). Miljøvurdering af PVC og udvalgte alternative materialer. Miljøprojekt nr. 131, 1990. Miljøministeriet. Miljøstyrelsen.

Clarke, E.A. & R. Anliker (1980). Organic Dyes and Pigments. Vol. 3A. *In* The handbook of environmental chemistry. O. Hutzinger (ed.). Springer-Verlag.

Clayton, G.D. & F.E. Clayton (eds.) (1994). *Patty's Industrial Hygiene and Toxicology*, Vol. II, 4th ed.

CSTEE (1998). Phthalate migration from soft PVC toys and child care articles. Opinion expressed at the CSTEE third plenary meeting, Brussels, 24 April 1998.
http://europa.eu.int/comm/dg24/health/sc/sct/out12_en.pdf

CSTEE (1998a). Opinion on Phthalate migration from soft PVC toys and child care articles. Data made available since the 16th of June 1998, opinion expressed at the 6th CSTEE plenary meeting, Brussels 27/27 November 1998.
http://europa.eu.int/comm/dg24/health/sc/sct/out19_en.html.

CTFA (1997). The Cosmetic Ingredient Review Program. *J. American College of Toxicology*, 1, 2, 1982, cf. CTFA Scientific/Regulatory Reference CD-ROM, ISBN 1-882621-21-2, 1997 ed.

Dahm, A. (1996). Der markt für Sekundärrohstoffe, teil 5, Alttextilien /leder. *Kreislaufwirtschaft, Bericht 3/96*.

Damborg, A. & N. Thygesen (1991). Overfladeaktive stoffer - spredning og effekter i miljøet. Miljøprojekt nr. 166. Miljøstyrelsen.

de Goot, H. & A. Luiken, TNO (1998). Research areas for upgrading textile recycling. Proceeding of the 2nd International Textile Environmental Conference.

de Oude, N.T (ed.) (1992). Detergents. Vol. 3. Part F: Anthropogenic Compounds. In The handbook of environmental chemistry. Hutzinger O. (ed.). Springer-Verlag.

DMU (1996). Analyse af dioxin og pentachlorphenol i nye tekstiler. DMU, 166/1996. Dioxiner og pentachlorphenol i nye tekstiler. Notat Miljøstyrelsen, 17/3-1996.

DT&B (1997). Oplysninger fra Dansk Textil og Beklædning baseret på statistisk materiale fra Danmarks Statistik.

DTI (1998 (a)). Projektet "Substitution af mineralolie ved maskinstrikning", der udføres af DTI Beklædning og Textil, VKI (nu DHI - Institut for Vand og Miljø) og andre.

DTI (1998 (b)). Projektet "Miljø- og sundhedsvurdering af tekstilvaske-midler og hjælpekemikalier anvendt på offentlige industrielle vaskerier", der udføres af DTI Beklædning og Textil og andre.

DTI (1998). TEXTIL. Brugsegenskaber. Vedligeholdelse. DTI Beklædning og Textil.

Easton, J.R. (1995). The dye makers view. Chapter one in "Colour in Dyehouse Effluent". Ed. Peter Cooper. Society of Dyers and Colourists.

EC (1996). Technical guidance documents in support of commission directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and commission regulation (EC) No. 1488/94 on risk assessment for existing substances. Office for Official Publications of the European Community, Luxembourg.

EC (1997). Council Directive 92/32/ECC of 30 April 1992 amending for the seventh time dir. 67/548/ECC on Classification, packaging and labelling of dangerous substances in the European Union. Consolidated Version of the Directive, January 1997.

ECPI (European Council for Plasticisers & Intermediates) (1994). Rationale for classification and labelling requirements for prenatal/developmental and reproductive toxicity of DEHP. Bruxelles, 29 April, 1994.

Elsisi, A.E., D.E. Carter & I.G. Sipes (1989). Dermal absorption of phthalate diesters in rats. *Fundamental and applied toxicology*, 12, 70-77, 1989.

EPIWIN (1994/95) The Estimation Program Interface. EPIWIN v. 2.0. SRC-EPI for Microsoft Windows.

ETAD (1978). Memorandum to ETAD Technical Committee. "Summary of available fish toxicity data". ETAD, 17/11, 1978.

- EU (1998). Establishment of ecological criteria for textile products. Environmental Assessment. Final report. 30.04.98.
- FIS (1999). FireInstitut Samarbejdet mellem dk-TEKNIK, DTI, DTC og VKI. Prioritering af kemikalieforbrug på industrivirksomheder (hovedprojekt).
- Freilich, D., K. Siirala & K. Thóran. (1990). Tvätt- og rengöringsmedel för hushållsbruk. KEMI 7/90. Rapport från Kemikalieinspektionen. Sverige.
- Fünfte Verordnung zur Änderung der Bedarfsgegenständeverordnung, Bundesgesetzblatt (1997). Teil 1. Nr. 24, 796-800. (Se også consolidated version of Consumer Goods Ordinance, Bundesgesetzblatt, 1998, Teil 1 Nr. 1, 5-36).
- Grüttner, H., J. Vikelsøe & G. Pritzl (1996). Miljøfremmede stoffer i spildevand og slam. Miljøprojekt nr. 325. Miljø- og Energiministeriet. Miljøstyrelsen.
- Guin, J.D., G. Dwyer & K. Sterba (1999). Clothing dye dermatitis masquerading as (coexisting) mimosa allergy. *Contact Dermatitis*, 40, pp 45-59.
- Hansen, J.K., S.Aa. Linde & K. Egmose (1987). Kemisk forurening af tekstiler. Forprojekt omhandlende litteraturstudie vedrørende mulige restkemikalier i tekstiler. Arbejds miljøfondet.
- Hansen, L.E., B.H. Christensen, C.B. Nielsen, D. Petersen, L. Frost, S.H. Mikkelsen, B.M. Jakobsen, I. Grønning, J.O. Rasmussen, H.F. Larsen & F. Pedersen (1996). Prioritering af kemikalieforbrug på industrivirksomheder (forprojekt). dk-TEKNIK, DTI, DTC & VKI, København.
- Hatch, K.L. & H.I. Maibach (1995). Textile dye dermatitis. *Journal of the American Academy of Dermatology*, 32, 4, 631-9.
- Hazardous Substances Data Bank (HSDB) (1998). Produced by the National Library of Medicine (NLM), USA. CHEM-BANK™, CD-ROM, SP-018-047, SilverPlatter International N.V., November 1998. HSDB No. 164, last update: October 1998.
- Howard, P.H. (1990). Handbook of environmental fate and exposure data for organic chemicals, Vol., 1. Large production and priority pollutants, Lewis publishers, 3rd printing, Chelsea, USA.
- IARC (1982). IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Vol. 29, 1982.
- IARC (1986). IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Vol. 39, 1986.
- IARC (1993). IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Vol. 57, 1993.

- IARC (1995). IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Vol. 63, 1995.
- IARC (1996). IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Vol. 65, 1996.
- IARC (2000). IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. (Vol. 77, 15-22 February 2000, *in press*). <http://193.51.164.11/htdocs/announcements/vol77.htm>
- IRIS. US-EPA Chem-Bank™, Integrated Risk information system (IRIS), findes på internet: <http://www.epa.gov/iris/>.
- IUCLID (1996). International Uniform Chemical Information Database. Existing chemicals. 1st ed. European Chemicals Bureau. Environment Institute, Ispra, Italy.
- Jansson, P. (1996). Affallshandtering av textile material och produkter Rapport fra instituttet för fiber och polymerteknologi. IFP Rapport 96-018. Sverige.
- JECFA (1994). Summary of Evaluations Performed by the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), 1956-1993. FAO/Rom og WHO/Geneve.
- Jensen, A.A. & F. Tüchsen (1990). Cobalt exposure and cancer risk. *Critical Reviews in Toxicology*, 20, 6, 427-37.
- Kemikalieinspektionen (1989). Miljöfarlige ämnen. Rapport från kemikalieinspektionen, KEMI Utredningsavdelningen, nr. 10/89, Sverige.
- Kemikalieinspektionen (1997). "Kemikalier i textilier - redovisning av et regeringsuppdrag". *KEMI 2/97*. Kemikalieinspektionen, Solna, Sverige, februar 1997.
- Kimber, I. & D.A. Basketter (1996). Contact Hypersensitivity to metals. Chapter 52 in *Toxicology of Metals* ed. by L.W. Chang.
- Leach, R.H., R.J. Pierce, E.P. Hickman, M.J. Mackenzie & H.G. Smith (eds.) (1992). *The Printing Ink Manual, Blueprint*. Chapman & Hall, London. ISBN nr. 0-948905-81-6.
- Linde, S.Å. (1989). Kortlægning af kemikalier i tekstiler. Udarbejdet af MILJØ-KEMI for Miljøstyrelsen (Kemisk/Hygienisk Kontor).
- Litteraturovervågning 6/97 Termisk udnyttelse af fraktioner med høj brændværdi ved deponisanering. (F.Doll *et al.*, 1997, *Energetische Nutzung von Stoffgruppen aus dem Deponierückbau Entsorgungspraxis* nr. 11, s 30-33).
- LOGKOW PROGRAM (1994). Estimation of log octanol/water partition coefficient. Version 1.35a, Aug. 1994. Syracuse Research Corporation, New York, USA.

Mackay, C. & W.Y. Shiu (1981). A Critical Review of Henrys Law Constants for Chemicals of Environmental Interest. *J. Phys. Chem. Ref. Data*, Vol. 10, No. 4, pp. 1175-1199.

Menné, T. (1994). Kontaktallergi overfor formaldehyd i relation til formaldehyd frigivet fra tekstiler, Torkil Menné, Miljøstyrelsen, 1994 (ikke publiceret).

Merck Index, The (1983). 10. edition. Windholz, M. *et al.* editors. MERCK & CO. Inc., Rahway, N.J., USA.

Miljø- og Energiministeriet (1993). Bekendtgørelse nr. 829 af 15. oktober 1993 om klassificering, emballering, mærkning, salg og opbevaring af kemiske stoffer og produkter.

Miljø- og Energiministeriet (1996). Bekendtgørelse om anvendelse af affaldsprodukter til jordbrugsformål. Bek. nr. 823 af 16. september 1996.

Miljø- og Energiministeriet (1997): Bekendtgørelse af listen over farlige stoffer. Miljø- og Energiministeriets bekendtgørelse nr. 829 af 6. november 1997.

Miljø- og Energiministeriet (1997-2). Cirkulære om kommunale regulativer om forbrændingseget affald. Cirkulære nr. 93 af 21. juni 1997.

Miljø- og Energiministeriet (1997-3). Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 13. Affaldsstatistik 1996 Miljø- og Energiministeriet.

Miljø- og Energiministeriet (1999). Handlingsplan for at reducere og afvikle anvendelse af phthalater i blød plast. Juni 1999.

Miljø- og Energiministeriet (1999-1). Natur- og Miljøpolitisk Redegørelse 1999, Kapitel 29, affaldshåndtering Internet:
<http://www.mem.dk/publikationer/nmpr99/kapitel29.htm>

Miljøstyrelsen (1994). Tilslutning af industrispildevand til kommunale spildevandsanlæg. Vejledning fra Miljøstyrelsen. Nr. 6, 1994.

Miljøstyrelsen (1996). Bekendtgørelse om kvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af visse farlige stoffer til vandløb, søer eller havet. Miljøstyr. bek. nr. 921 af 8. oktober 1996.

Miljøstyrelsen (1996-1). Bekendtgørelse om begrænsning af salg og anvendelse af pentachlorphenol (PCP). Miljøstyrelsen, Bek. nr. 420 af 21. april 1996.

MITI (1992). Data of Existing Chemicals Based on the CSCL Japan. Ministry of International Trade and Industry (MITI)

Murín, M., J. Gavora, I. Drastichová, E. Dusková, T. Madsen, J. Tørsløv, A. Damborg, H. Tyle & F. Pedersen (1997). Aquatic Hazard and Risk Assessment of Two Selected Substances Produced in High Volumes in the Slovak Republic. *Chemosphere*, Vol. 34, No. 1, pp. 179-190.

Naturvårdsverket (1992). Textilkemikaliers miljöeffekter. Kartläggning och möjlighet till substitution. Naturvårdsverket, Rapport 4060, juni 1992.

Naturvårdsverket (1995). Färgkemikalier. Kartläggning & riskbedömning – yttre miljö. Rapport 4460. Sverige.

Nielsen, E. & P.B. Larsen (1996). Toxicological Evaluation and Limit Values for DEHP and Phtalates, other than DEHP. Environmental Review, Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, No. 6.
Nikunen, E., R. Leinonen & A. Kultamaa (1990). Environmental Properties of Chemicals. Ministry of Environment. Research Report 91. VAPK-Publ. Helsinki.

OECD (1993): Guidelines for testing of chemicals.

Ökotex (1997). Öko-Tex Standard 100. Generelle og specielle betingelser. Udgave 02/97. Öko-Tex, Zürich, 23. juni 1997.

Pagga, U. & D. Brown (1986). The degradation of dyestuffs: Part II. Behaviour of dyestuffs in aerobic biodegradation tests. Chemosphere, Vol. 15, No. 4, pp. 479-491.

Pedersen, F. & J. Larsen (1996). Review of Environmental Fate and Effects of di(2-ethylhexyl)phthalate. Working Report No. 54. Ministry of Environment and Energy, Denmark. Danish Environmental Protection Agency.

Pedersen, F., R. Leinonen, I. Pettersson, S. Norrthon, T. Källqvist, H. Hansen, N. Gjørs, G.S. Hægh, L. Lander, G. Petersen, K. Dahlbo, B. Kemiläinen & T. Wenell (1994). Environmental Hazard Classification – classification of selected substances as dangerous for the environment (I). TemaNord 1994:643. Nordic Council of Ministers.

Petersen, G. & F. Pedersen (1998). Review of Environmental Fate and Effects of Selected Phthalate Esters. Environmental Project No. 412. Ministry of Environment and Energy, Denmark. Danish Environmental Protection Agency.

Ren viden 3/96. Husholdningsaffald som biobrændsel i Sverige.

Ren viden 5/96. Afdækning af lossepladser med blomstertæppe.

Rendan (1999-1). Rendan-videnscenter for affaldsminimering og genanvendelse. Deponering, oversigtsnotater på internet
<http://www.rendan.dk/statisti/oversigt/afdepon.htm>

Rendan (1999-2). Rendan-videnscenter for affaldsminimering og genanvendelse. Forbrænding, oversigtsnotater på internet
<http://www.rendan.dk/statisti/oversigt/affforbr.htm>

RIVM (1999). Setting Integrated Environmental Quality Standards for Substances in The Netherlands: Environmental quality standards for soil, water & air. Environmental Risk Limits in The Netherlands. National Institute of Public Health and Environment, Bilthoven.

- Roth, L. (1994). Wassergefährdende Stoffe. Bind 1, 2 og 3. 23. udgave. Ecomed.
- RTECS (1999). Registry of Toxic Effects of Chemical Substances. Produced by National Institute for Occupational Safety and Health, USA. CHEM-BANK™, CD-ROM, SilverPlatter International N.V., January 1999.
- Samsøe-Petersen, L. & F. Pedersen (1995). Water Quality Criteria for Selected Priority Substances. Working Report No. 44. Ministry of Environment and Energy, Denmark. Danish Environmental Protection Agency.
- Sangster, J. (1989). Octanol-water partition coefficients of simple organic compounds. J. Phys. Ref. Data, Vol. 18, No. 3.
- Scherman, A.J., P.A. Carroll, K.H. Brown & A.H. Osburn (1998). Formaldehyde-related textile allergy: an update. Contact Dermatitis, 1998, 38, pp. 332-336.
- Schneider, G. (1997). Verwendungsverbot bestimmter Azofarbstoffe für Bedarfsgegenstände: Analytik und Rewertung von Analysenergebnissen. Deutsche Lebensmittel-Rundschau / 93. Jahrg./Heft 3/ 1997.
- Schwarzenbach, R.P., P.M. Gschwend & D.M. Imboden (1993). Environmental organic chemistry. John Wiley and Sons, New York. Chemfinder, Internet chemical information program. Cambridge soft, <http://www.chemfinder.com>
- Sigman, C.C., C.T. Helmes, P.A. Papa, D.L. Atkinson, M.K. Doeltz & A. Winship-Ball (1982). Anthraquinone dyes and related chemicals: Review and assessment of potential environmental and health aspects. Final report, revised January 1983. SRI International. Prepared for ETAD.
- Sørensen, T. (1996 (1)). Textilkemi 1. Fibre. DTI Beklædning og Textil, april 1996.
- Sørensen, T. (1996 (2)). Textilkemi 2. Forbehandling. DTI Beklædning og Textil, april 1996.
- Sørensen, T. (1996 (3)). Textilkemi 3. Farvning og Trykning. DTI Beklædning og Textil, april 1996.
- Sørensen, T. (1996 (4)). Textilkemi 4. Efterbehandling. DTI Beklædning og Textil, april 1996.
- SRI (1987). Non-azo/non-antraquinone dyes: Review and assessment of potential health and environmental aspects. Final report, May 1997. SRI project No. LSC-6691. Prepared for ETAD.
- Statistisk årbog (1997) Danmarks Statistik.
- Svanen (1999). Miljömärkning af Textilier. Kriteriedokument. 3. december 1999 - 15. juni 2003. Version 2.1. Nordisk Miljömärkning.

Syracuse log P database (1999). Database med adgang fra internettet.
<http://esc.syrres.com/cgi-bin/odbic.exe/~templates/kowtp.htm>

TemaNord (1995). BAT Tekstil-vådbehandling. Nordisk Ministerråd.
TemaNord 1995:568.

Textilhilfsmittelkatalog (1994/95). Der Redaktion der Textil Praxis International und Verband der Textilhilfsmittel-, Lederhilfsmittel-, Gerbstoff- und Washrohstoff Industrie Konradin Verlag, Leinfelden-Echterdingen

Toppari, J., P. Christiansen, A. Giwerzman, P. Grandjean, L.J. Guilette, B. Jégou, T.K. Jensen, P. Jouannet, N. Keiding, J.C. Larsen, H. Leffers, J.A. McLaren, O. Meyer, J. Müller, E.R. Meyts, T. Scheike, R. Sharpe, J. Sumpter & N.E. Skakkebæk (1995). Male Reproductive Health and Environmental Chemicals with Estrogenic Effects. Miljøprojekt nr. 290. Ministry of Environment and Energy, Denmark. Danish Environmental Protection Agency.

Tryland, Ø. & Ø. Haraldstad (1991). Tensider i vaske- og regjøringsmidler - miljøvurdering. SFT 91:06C (TA-770C/1991). Statens forurensningstilsyn. Norge.

Verschueren, K. (1997). Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. 3. ed. Van Nostrand Reinhold Company.

Vikelsøe, J. & E. Johansen (1995). Phthalater afgivet ved vask af PVC-holdige gulve og tekstiler. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen (8. september 1995, Danmarks Miljøundersøgelser).

VKI (1997) Tilslutning af industrispildevand til offentlige renseanlæg. Oplæg til vejledning (Miljøstyrelsens spildevandsvejledning), udarbejdet af VKI, april 1997.

Wallström, E., H.A. Andersen & O.K. Jensen (1996). Videreudvikling af vandfortyndbare tekstiltrykfarver til Cool Flash trykning. Arbejdsrapport nr. 79. Miljø- og Energiministeriet. Miljøstyrelsen.

Watson, J. (1991). Textiles and the environment, Special report No. 2150 Economist Intelligence Unit.

Weber, E.J & R.L. Adams (1995). Chemical- and Sediment-Mediated Reduction of Azo Dye Disperse Blue 79. Environ. Sci. Technol., Vol. 29, pp. 1163-1170.

Wenninger, J.A. & G.N. McEwen (1997). International Cosmetic Ingredient Dictionary Handbook, 7th ed. Vol. 1. The cosmetic, toiletry and fragrance association, Washington DC, USA.

Worthing, C.R. & R.J. Hance (1991). The pesticide manual, 9th edition. British crop protection council, Surrey, UK.

Yen, C.-P.C., T.A. Perenich & G.L. Baughman (1989). Fate of dyes in aquatic systems II. Solubility and octanol/water partition coefficient of

disperse dyes. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol 8, pp. 981-986.

Århus Universitet (1999). Information om Danmark.
<http://www.au.dk/dk/danmark.htm>

11 Stikordsregister

A

ABC-systemet, 10, 25, 31, 57, 58, 63
acetat, 31, 34, 35, 37, 68
Acid Black 194, 65, 73
Acid Blue 113, 65, 73, 107
acridin, 12, 13, 14, 15, 26, 27, 76, 91, 95,
117, 118, 121, 144
acryl, 68, 70, 72, 75, 78
acrylater, 52
acrylfibre, 72
acrylpolymer, 62
acrylpolymerer, 60
acrylsyre, 60, 62
ADI, 124
afskæringsværdier, 101
alginater, 48
alkali, 46, 48
alkanolaminhydrochlorider, 52, 61
alkylamidethoxylater, 60, 62
alkylarylsulfonater, 61
alkylarylsulfonater (LAS), 62
alkylphenolethoxylater, 74, 80
alkylpyridiniumforbindelser, 53
alkylsulfater, 165
alkylsulfonater, 61
alkylsulfonater (SAS), 62
allergene farvestoffer, 136
almindeligt tryk, 71
aluminiumchlorhydrat, 52
aluminiumpulver, 47
aluminiumsalte, 52, 53, 62
aluminiumtriacetat, 62
aluminiumtriformiat, 62
aminhydrochlorider, 61
amino-2-chloro-4-nitrobenzen, 1-, 138
amino-3-nitrobenzen, 1-, 139
amino-4-nitrobenzen, 1-, 140
amino-4-nitrotoluen, 2-, 139
aminodiphenyler, 74
ammoniak, 48
ammoniumsalte, 52
anaerob udrådning, 115
anaerobe forhold, 108
aniliner, 74
anioniske blødgøringsmidler, 50
anthraquinon, 47, 136
antifiltbehandling, 49
antifiltbehandlinger, 52
antikrølbehandlinger, 51
antikrølmidler, 13, 25, 51, 59, 60, 61, 65
antimikrobiel behandling, 54
antimikrobielle kemikalier, 54
antiskummidler, 49
antistatiske midler, 60
arbejdstøj, 43, 53
aromatiske aminer, 9, 74
arsen, 12, 13, 15, 26, 77, 79, 93, 120, 146
arsenikholdige pesticider, 79
arylaminer, 13, 14, 15, 26, 56, 61, 66, 69,
74, 75, 81, 82, 83, 88, 89, 94, 108,

109, 114, 115, 121, 122, 137, 139,
156, 164, 166
azaanthracen, 10-, 144
azaanthracen, 9-, 144
azarener, 76
azo-farveintermediære, 76
azo-farvestoffer, 15, 74, 75, 78, 83, 88,
94, 107, 108, 122, 136, 156, 166
azo-pigmenter, 47

B

barium, 13, 26, 77, 80, 94, 95, 120, 146,
163, 164
bariumsulfat, 60, 62, 147
Basic Red 18, 107, 109
basiske farvestoffer, 107
befugtningmidler, 46
beklædningstekstiler, 9, 25, 33, 34, 36, 37
beluftningstanke, 115
benzalkoniumchlorid, 130
benzen, (1-chlor-1-methylundecyl), 145
benzen, (1-chlordodecyl), 145
benzensulfonamider, 13, 26, 76, 82, 91,
95, 117
benzensulfonsyre derivater, 74
benzidiner, 74, 108
benzimidazol-derivat, 62
benzimidazoler, 42
benzoquinolin, 2,3-, 144
benzosyreester, 59
benzoxazol-derivat, 62
benzoxazoler, 42
benzyloctylphthalat, 72
bindemidler, 48
biocid, 60, 63, 67, 70
biocider, 9, 13, 25, 29, 50, 59, 60, 62, 65,
70, 72, 74, 80, 84, 98, 145, 165
biphenyl, 13, 26, 46, 59, 61, 73, 95, 104,
105
biphenyler, 59, 64
blegning, 41, 42
blødgørere, 9, 29, 50, 51, 59, 60, 62, 71,
74, 81, 85, 100, 127
blødgøring, 51, 72
blødgøringsmidler, 48, 50, 51, 52
Blomsten, 13, 80, 81, 82
bly, 12, 13, 14, 15, 26, 61, 63, 64, 77, 78,
79, 94, 95, 121, 122, 146, 163, 164
blychromat, 163
boligtekstiler, 9, 25, 31, 33, 34, 35, 36,
37, 53, 68, 154, 155
bomuld, 31, 34, 35, 37, 40, 43, 51, 53,
68, 70, 71, 72, 75, 78, 79, 80, 86
børnetøj, 53
bortskaffelse, 153, 154
brandhæmmere, 9, 29, 53, 59, 60, 62, 66
brandimprægnering, 53
brandmodstandsdygtighed, 53
Britishgummi, 50
brom-2,4-dinitroanilin, 6-, 111, 139, 148
brom-4,6-dinitro-benzenamin, 2-, 77

brom-6-chlor-4-nitroanilin, 2-, 109, 138, 148

bromerede flammehæmmere, 74

butadien, 48

butantriol, 1,2,4-, 62

butylbenzen, 165

butylbenzoat, 46, 59, 61

butylbenzylphthalat, 60, 62, 71, 100

butylbenzylphthalat (BBP), 103, 127

butylester, 61

C

C₃-alkylbenzener, 73, 134, 165

C₄-alkylbenzener, 12, 14, 15, 27, 73, 134, 135, 165

CaCl₂, 50

cadmium, 12, 13, 14, 15, 26, 27, 61, 63, 77, 78, 79, 94, 95, 121, 122, 146, 147, 164, 165, 166

calciumcarbonat, 60, 62

calciumchlorid, 62

carbamat, 51

carbonblack, 47

carboxylater, 165

carboxymethylcellulose, 41, 50, 60, 62

carboxymethylcellulose (CMC), 41, 50

carrier, 63, 70, 86, 165

carriers, 9, 12, 13, 25, 26, 27, 29, 46, 59, 61, 65, 68, 73, 74, 81, 85, 87, 95, 104, 131, 165, 166

casein, 60, 62

cellulosederivater, 50

cellulosefibre, 35, 51, 52

cellulosetværbindere, 53

cellulosetværbindingmidler, 52

chlor-2,4-dinitroanilin, 6-, 111, 139, 148

chlor-2-nitroanilin, 4-, 110, 139, 148

chlor-4-nitroanilin, 2-, 109, 138, 148

chloranilin, 4-, 140

chlorbenzen, 59, 61

chlorerede benzener, 13, 26, 59, 82

chlorerede carriers, 80, 87

chlorerede ethylener, 13, 25, 61, 63

chlorerede farvestoffer, 157

chlorerede forbindelser, 157

chlorerede pigmenter, 157

Chlor-Herosett, 52

chlorphenol, 12, 13, 14, 15, 25, 54, 60, 62, 64, 80, 82, 126, 127, 165

chlorphenol, 2-, 126

chlorphenoler, 70, 80

chlorphenoxyethanol, 2-, 61

chrom, 12, 13, 14, 15, 26, 43, 60, 62, 64, 77, 78, 93, 95, 120, 122, 146, 147, 163

chromfarvestoffer, 43, 45, 77, 107

chromfarvning, 78

chrom-fedtsyrekompleks, 60, 62

cobalt, 12, 13, 15, 26, 56, 61, 63, 64, 77, 78, 93, 95, 120, 122, 146, 163

cumarin, 42

cumariner, 60, 62, 64

cupro, 35

cyano-4-nitroanilin, 2-, 110, 138, 148

D

Danske undersøgelser, 29, 155

DCNA, 137

DEHP, 12, 14, 15, 27, 60, 62, 64, 71, 86, 100, 101, 102, 104, 121, 129, 130, 131, 165, 166

denitrifikation, 115

deponering, 156

derivater af acrylsyre, 48

detergent, 72

detergenter, 46, 49, 60, 62, 103, 165

dextrin, 50, 60, 62

DHTDMAC (di(hærdet talg)dimethylammoniumchlorid), 51

di(hydroxyethyl)amin, 60

dibenzo(b,e)pyridin, 144

dibutylphthalat, 60, 71, 102, 103, 106, 128

dibutylphthalat (DBP), 100, 102

dichlor-4-nitroanilin, 2,6-, 108, 137

dichlor-4-nitrobenzenamin, 2,6-, 137

dichlora, 137

dichlorbenzen, 46, 64

dichlorbenzener, 61

dichlorbenzylalkohol, 2,4-, 70, 85, 98, 126

dichlormethylbenzen, 61, 64

dichlorphenol, 2,4-, 70

dichlortoluener, 61

diethylenglycol, 60, 62

diethylhexylphthalat, 12, 14, 60, 71, 121, 165

diethylhexylphthalat (DEHP), 12, 14, 60, 62, 71, 100, 121, 129

diethylphthalat, 12, 59, 73, 104, 165

diethylphthalat (DEP), 105, 133

dihydro-1H-inden, 2,3-, 144

dihydroxyethylen-urea, 61

dihydroxyethylenurinstof, 4,5-, 51

diisocyanato-1-methyl-benzen, 2,4-, 141

diisodecylphthalater, 71

diisononylphthalater, 71

diisooctylphthalater, 71

dimethylethylbenzen, 1,1-, 134

dimethylformamid, 60, 62, 63

dimethylnaphthalener, 61

dimethyl-dihydroxy-ethylen-urea, 60

dimethylol-4-metoxi-5,5-dimethylpropyl-urea, 61

dimethylol-5-oxa-1,3-piperazin-2-on, 61

dimethylolcarbamater, 51

dimethylol-carbamater, 61

dimethylol-dihydroxy-ethylen-urea, 61

dimethyloldihydroxyethylenurinstof (DMDHEU), 51

dimethylolethylcarbamater, 51

dimethylol-ethylcarbamater, 61

dimethylol-ethylen-urea, 61

dimethylolethylenurinstof (DMEU), 51

dimethylolethyltriazon, 51

dimethylol-ethyltriazon, 62

dimethylol-methylcarbamater, 62

dimethylol-propylen-urea, 61

dimethylolpropylenurinstof (DMPU), 51

dimethylol-urea, 61

dimethylolurinstof (DMU), 51

dimethylphenol, 2,4-, 61, 63

dimethylphthalat, 104

dimethylphthalat (DMP), 105, 131
 dimethylterephthalat, 61
 dinitrobrombenzen, 3,5-, 15, 77, 145, 148, 150, 151
 dioxazin, 47
 dioxin, 157
 diphenylamin, 114, 141
 diphenylaminer, 108
 diphenyloxid, 61, 64
 Direct Blue 78, 65, 73
 direkt-farvestof, 73
 dispergeringsmiddel, 72
 dispergeringsmidler, 46, 59, 60, 62, 165
 disperse azo-farvestoffer, 135
 Disperse Black 1, 67, 73, 74
 Disperse Blue 106, 135
 Disperse Blue 124, 135
 Disperse Blue 130, 77
 Disperse Blue 79, 77, 111
 Disperse Blue 85, 135
 Disperse Orange 3, 135
 Disperse Red 1, 135
 Disperse Red 65, 109
 Disperse Yellow 27, 135
 Disperse Yellow 3, 135
 dispersefarvestoffer, 65, 107, 136
 dispersioner, 42, 50, 51
 dispersionsfarvestoffer, 72, 73, 77, 85
 distyrylbiphenyl, 42
 distyrylobiphenyl-derivat, 62
 DSDMAC
 (distearyldimethylammoniumchlorid), 50
 DTDMAC (bis(hydreret talg-alkyl)dimethylammoniumchlorid), 51
 duge, 33, 34, 35, 37, 53

E

eddikesyre, 46
 eddikesyre-dichlorophenoxy-ethylester, 61
 EDTA, 46
 efterbehandling, 40, 41, 49, 54, 61, 62, 72, 80, 94
 egaliseringsmidler, 46
 elasthan, 31, 35, 37, 68
 emulgator, 41, 62
 emulgatorer, 49, 60
 emulgeringsmidler, 46
 emulsioner, 51
 ethylacrylat, 60, 62
 ethylcellulose, 50, 62

F

fareidentifikation, 124
 farekarakterisering, 124
 farlighedsvurdering, 57
 farveafsmitning, 47, 84
 farvestoffer, 42, 43, 44, 46, 63, 65, 81, 83, 88, 106, 107, 164
 farvestofklasser, 42, 43
 farvestofleverandører, 43
 farvning, 42
 fedt, 51
 fedtalkoholethoxylater, 12, 27, 62, 165, 166

fedtalkoholsulfater, 60
 fedtaminpolyglycolether, 51
 fedtsyreamidpolyglykolether, 51
 fedtsyrepolyglykolether, 51
 fedtsyresalte, 60
 fiberfremstilling, 39, 40
 fibertypeafgrænsning, 35
 fibertyper, 34, 35, 40
 fikseringsmidler, 13, 25, 59, 60, 62, 71, 74, 81, 85, 86, 100, 127
 filmdannende hjælpestoffer, 52
 finish-dekatering, 49
 fluorcarboner, 53
 fluorcarbonpolymerer, 62
 fluorcarbonpolymerisater, 53
 fluorenerede silikonepolymerer, 62
 forbehandling, 39, 41
 forblegningsmidler, 60
 forbrænding, 155, 157
 forbrændingsegnet affald, 156
 forbruger, 123
 formaldehyd, 9, 29, 50, 52, 53, 60, 62, 64, 65
 fortykkelsesmidler, 48
 fosfater, 62
 fosfoniumchlorid, 53
 fosfoniumforbindelser, 66
 fosfonocarbonyreamid, 53
 fremstillingsforløb, 39, 46
 fumigant, 70
 funktion, 153
 funktionelle efterbehandlinger, 49, 52

G

garnfremstilling, 40, 41
 genanvendelse, 155
 genbrug, 153, 154
 giftige farvestoffer, 107
 glatning, 54
 glycerin, 50, 60, 62
 glycosidbaserede, 165
 glykolsyre, 52
 glyoxal, 60, 62
 grebsmodificerende behandlinger, 49

H

hæmolytisk anæmi, 125
 Henrys lovkonstant, 98, 99, 101, 102, 103, 108, 109, 110, 111, 112, 113, 114, 115, 116, 118
 hexachlorbutadien, 61, 63, 64
 hexachlorbutadien, 72
 hjælpestoffer ved farvning, 46
 hjælpestoffer ved tryk, 48
 højtemperaturfarvning, 165
 hollandske vandkvalitetskriterier, 119
 hør, 35
 hormonlignende effekter, 65, 100
 hudsensibiliserende farvestoffer, 65
 husholdningsvask, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 25, 26, 28, 30, 31, 32, 57, 65, 66, 83, 84, 86, 98, 99, 100, 101, 102, 104, 105, 107, 109, 111, 112, 113, 114, 115, 116, 117, 118, 119, 120, 121, 122, 123, 157, 158, 159, 164, 166, 167

hydrogenperoxid, 46
hydrotrope stoffer, 48
hydroxy-3-methylbenzoesyre, 2-, 61
hydroxybiphenyl, 59
hygiejnetekstiler, 33
hygroskopiske midler, 50
hypochlorit, 52

I

iboende egenskaber, 98
imprægnering, 52, 53, 56, 80
imprægneringsmidler, 60, 62
indan, 76, 144
initialfortynding, 97
initiator ved polyurethanfremstilling, 164
initiatorer, 80
insecticid, 70
insecticider, 54
isoquinolin, 13, 15, 26, 91, 95, 117, 118, 119, 144, 151

J

jernoxid, 47

K

kalciumchlorid, 60
kaliumdichromat, 13, 25, 46, 61, 63
kaolin, 50, 60, 62
kartoffelstivelse, 60, 62
katalysatorer, 52, 60, 80
kationiske blødgøringsmidler, 50
kemisk efterbehandling, 49
kemofibre, 40, 41, 42, 53
kobber, 13, 15, 26, 47, 48, 56, 60, 62, 63, 77, 78, 93, 95, 106, 120, 122, 145, 146, 147, 160
kobberacetat, 61, 63, 64
kobberforbindelser, 54
kobberlegeringer, 47
kobbernitrat, 61, 63, 64
kompleksdannere, 46
konfektionering, 54, 68
konserveringsmiddel, 70, 126, 130
konserveringsmidler, 40, 55, 165
kontaktdermatitis, 127
krølægthedsbehandling, 80, 94
kvaternær ammoniumforbindelser, 50
kvaternære ammoniumforbindelser, 82, 86, 130
kvaternære ammoniumsalte, 60, 62, 64, 71, 72
kviksølv, 12, 13, 15, 26, 60, 62, 63, 64, 77, 78, 93, 119, 120, 146
kviksølvforbindelser, 54, 147
kypefarvestoffer, 47, 107

L

launder-o-metre, 83
ledsagestoffer, 40, 41
levetid, 153
lineære polydimethylsiloxaner, 60
livsforløb, 153
LOAEL, 128

log K_{ow} , 87, 91, 98, 99, 100, 101, 102, 103, 106, 109, 110, 111, 112, 115, 116, 118
lossepladser, 156
lyocell, 34, 35

M

mælkesyre, 52
magnesiumchlorid, 52, 60
m-chlorphenol, 70
mekaniske efterbehandlinger, 49
melamin, 60, 61
melaminformaldehyd, 51, 60, 61
mellemprodukter, 74
mesitylen, 134
metalbaserede farvestoffer, 163
metalbaserede pigmenter, 163
metalkompleksfarvestoffer, 107
metaller, 59, 60, 62, 70, 77, 81, 82, 92, 119, 120, 145, 146, 147, 163, 164
metalsalte, 52
methæmoglobinæmi, 148
methoxydimethylol-urea, 61
methyl-3-nitroanilin, 4-, 110, 139, 148
methyl-3-nitroanilin, 6-, 12, 14, 15, 74, 89, 111, 112, 121, 139, 148, 150, 151, 164
methyl-4-nitrobenzen, 1-, 142
methylcellulose, 50, 60, 62
methyldiphenylaminer, 115, 141
methylester, 61
methylindan, 15, 76, 144, 151
methylnaphthalen, 46, 64
methylnaphthalen, 2-, 15, 61, 132, 151
methylnitrobenzen, 4-, 156
methylolacrylamid, 51
methylol-acrylamid, 61
methylol-stearamid, 60
methylol-urea-forbindelser, 60
methylpropylbenzen, 1-, 134
methyl-stearamid, 60
MgCl₂, 50
miljømærkekriterier, 80, 81
miljømærker, 80
miljørisikovurdering, 97
mineralsk terpentin, 48
m-nitroanilin, 112, 139, 148, 156
Mordant Black 11, 107
myresyre, 46

N

N,N-dimethyl-4-azobenzen, 73
N,N-dimethyl-N-benzyl-N-dodecylammoniumchlorid, 130
N,N-dimethyl-N-benzyl-N-dodecylammoniumchlorid (DDMBAC), 72
N,N-dimethyl-N-benzyl-N-tetradecylammoniumchlorid, 130
N,N-dimethyl-N-benzyl-N-tetradecylammoniumchlorid (TDMBAC), 72
nåleolier, 41
N-alkylphthalimider, 61
naphthalen, 11, 12, 13, 15, 25, 26, 27, 54, 60, 61, 62, 64, 70, 82, 84, 94, 98, 99, 103, 125, 165
naphthalener, 59, 74

naphthalinimider, 60, 62
 naphtholer, 47, 74, 108
 naphtholfarvestoffer, 43, 70
 naphthylaminer (beta), 74
 natriumcarbonat, 48
 natriumchlorid, 46
 natriumdithionit, 46
 natriumformaldehydsulfoxylat, 47, 49
 natriumsulfat, 46
 natriumsulfid, 46
 natronlud, 46, 48
 naturfibre, 40, 42, 54, 55, 70, 75
 n-butylbenzen, 134
 N-butylbenzensulfonamid, 117, 143
 nedbrydning, 98, 106, 109, 111, 112, 113, 114
 N-ethyltoluensulfonamid, 117, 143
 nettoeksport, 154
 nikkel, 12, 13, 15, 26, 56, 61, 63, 64, 77, 78, 79, 93, 95, 121, 146, 163, 164
 nikotin, 11, 12, 13, 25, 26, 27, 28, 70, 80, 82, 84, 85, 95, 98, 99, 100, 121, 125, 126, 151, 165, 166, 167
 nikotinplastre, 126
 nitrobenzen, 144, 148
 nitrobenzenamin, 3-, 139
 nitro-benzenamin, 4-, 140
 nitro-orthotoluidin, 5-, 139, 156
 nitrophenol, 61, 63
 nitrotoluen, 4-, 142
 N-methyloldimethylfosfonopropionamid, 62
 N-methylolforbindelse, 53
 N-methylolforbindelser, 51, 52
 N-methyltoluensulfonamid, 117, 143
 NOAEL, 126, 128, 129, 133
 NOEC, 98, 101, 102, 103, 106, 110, 113, 114, 116
 nonioniske blødgøringsmidler, 51
 nonylphenol, 103, 104, 131
 nonylphenoldiethoxylater, 72
 nonylphenoethoxylater, 9, 12, 13, 14, 25, 26, 27, 29, 56, 61, 62, 64, 72, 74, 82, 83, 86, 94, 100, 104, 121, 166
 nonylphenoethoxylater (NPEO), 72, 86, 103, 130
 nonylphenolmonoethoxylater, 72
 nonylphenoltriethoxylater, 72
 NPEO, 104
 NPEO (nonylphenoethoxylater), 165
 n-phenylbenzenamin, 141
 NTA, 46
 N-vinylpyrrolidion, 62
 N-vinylpyrrolidon, 60
 nylon, 35, 68, 78, 79

O

o-chlorphenol, 70, 84, 85, 98
 Öko-tex, 13, 56, 80, 81, 82
 oktadekyl-ethylen-urea, 62
 oleater, 60
 olie, 50
 olier, 50, 51, 70
 olieskyende imprægnering, 53
 oliesyre, 60, 62
 o-phenylphenol, 46
 opløsningsmidler, 58, 59, 60, 63, 72, 73, 74

oprindelsesland, 68
 optisk hvidt, 13, 25, 42, 59, 60, 62, 63, 65, 66
 organotinforbindelser, 60, 145, 166
 østrogenlignende effekter, 59, 103, 106
 overflademodificerende midler, 62
 overflademodificerende stoffer, 60
 oxidationsmidler, 46

P

PAHer, 76
 palmitater, 60, 62
 p-aminochlorbenzen, 140
 paraffin, 50, 52, 60, 62
 paraffiner, 51
 p-chloranilin, 113, 140, 148, 156, 164
 p-chloro-m-cresol, 61, 63, 64, 72
 p-chlorophenol, 70
 PEC-værdi, 98
 pentachlorbiphenyl, 60, 62, 64
 pentachlorphenol, 13, 25, 29, 40, 50, 54, 55, 60, 61, 62, 63, 70
 perkolat, 156
 permanente brandhæmmere, 53
 peroxisomproliferation, 129
 perylentetracarboxyl, 47
 pesticider, 40, 55, 80
 phenol, 61, 63
 phenylphenol, 59
 phthalat, 67, 81, 102
 phthalater, 13, 25, 26, 48, 59, 65, 71, 73, 74, 81, 82, 85, 87, 95, 100, 105, 106, 131, 165
 phthalocyanin-farvestof, 106
 phthalocyanin-forbindelser, 47
 pigmenter, 46, 63, 106, 107, 164
 pigmenttryk, 46, 47, 48
 plastisolfarver (PVC), 164
 PNEC-værdi, 98
 p-nitroanilin, 12, 14, 15, 74, 113, 114, 140, 141, 148, 151, 156
 p-nitrotoluen, 76, 90, 91, 116, 117, 142, 148, 151
 poly(oxyethylen-oxypropylen)glycoether, 62
 polyacryl, 31, 35, 37, 62
 polyacrylamider, 62
 polyacrylat, 60
 polyacrylater, 52
 polyacrylforbindelser, 50
 polyacrylsyreestere, 50
 polyacrylsyresalte, 60, 62
 polyamid, 31, 35, 37
 polyamid-epichlorhydrin, 52
 polyamider, 52
 polychlorerede biphenyler, 60, 62
 polycykliske forbindelser, 13, 26, 76, 82, 117, 144
 polyester, 31, 34, 35, 37, 40, 43, 62, 68, 70, 72, 73, 75, 77, 79, 85, 86, 87, 136, 148, 165
 polyester/bomuld, 70
 polyesterfarvning, 46
 polyestertekstiler, 87
 polyethoxylater, 61
 polyethylen, 51, 52, 60
 polyethylen dispersioner, 52
 polyethylen-dispersioner, 51

polyhalogenerede biphenyler, 74
 polymerbehandling, 52
 polymethacrylsyreestere, 50
 polymethylo-melamin, 62
 polymethylsiloxaner, 51
 polymetoxymethylol-melamin, 62
 polyoxyethylater, 62
 polysaccharider, 48
 polysiloxan-emulsion, 60, 61
 polysiloxaner, 52
 polystyren, 62
 polyurethan, 12, 28, 62, 75, 76, 79, 80,
 94, 164, 165, 167
 polyurethanbelægning, 76, 116, 164
 polyvinylacetat, 50, 62
 polyvinylacetat (PVA), 53
 polyvinylalkohol, 41, 50
 polyvinylalkohol (PVA), 41
 polyvinylchlorid, 50
 polyvinylchlorid (PVC), 53
 polyvinylforbindelser, 50
 presning, 51, 54
 proban, 53
 produktafgrænsning, 34
 propylbenzen, 59, 61, 73
 propylen-urea, 61
 proteinkompleks-dichromater, 60, 62
 proteinkompleks-tin, 60, 62
 PVC, 157, 165
 PVC-plast, 51
 PVC-tryk, 12, 27, 48, 71, 75, 76, 78, 79,
 80, 81, 86, 94, 116, 148, 163, 164,
 165, 166
 pyrazolinderivater, 62
 pyrazolin-derivater, 62
 pyrazoliner, 42
 pyretriner, 54, 62
 pyretroider, 54, 62
 pyridinchlorid, 1-(oktacykloxymethyl),
 62
 pyrovatex, 53

Q

quinacridon, 47
 quinolin, 118

R

reaktivfarvestoffer, 70
 Reasonable worst case, 123
 reducerede vaskevandsprøver, 88, 89
 reduktionsmetode, 89
 reduktionsmidler, 46, 49
 reduktiv spaltning, 83, 94, 106, 108, 109,
 111, 112, 113, 114, 115
 regenererede fibertyper, 35
 regntøj, 51
 renseanlæg, 97
 restprodukter, 157
 retarder, 72
 RfC, 124
 RfD, 124, 125, 127, 128, 131, 132, 133,
 134, 140, 145
 risikokarakterisering, 124
 risikoscreening, 123, 124

S

salte, 46
 saltsyre, 46
 screening for sundhedsrisiko, 123
 sec-butylbenzen, 134
 sengelinned, 33, 34, 36, 37, 53, 75, 123,
 158
 silicone, 51
 siliconelastomer, 52
 siliconeolier, 46
 siliconeprodukter, 51
 siliconer, 52
 silke, 31, 35, 37, 53, 68, 70, 75, 78, 115,
 118
 simuleret husholdningsvask, 97
 skumdæmpende midler, 70
 skumdæmpende olier, 73
 skumdæmpning, 76
 skumdæmpningsmidler, 46
 Slambekendtgørelsen, 101, 104
 slettemidler, 41
 smerling, 49
 smudsafvisende midler, 53
 soda, 46
 Spildevandsvejledning, 98
 spindeolie, 60
 spindeolier, 41, 73
 spoleolie, 60
 stabilisatorer, 80
 stearamidomethylpyridinchlorid, 62
 stearater, 60, 62
 stearinsyre, 60
 stilbenderivater, 56, 60, 62
 stilbendisulfonderivat, 42
 stilbenforbindelser, 65
 stivelse, 50
 stivelsesappreturer, 50
 stivende appretur, 50
 stofkombinationer, 148
 strikning/vævning, 41
 strygefri, 49, 51
 styrenpolymer, 60
 styryl-derivat, 62
 substituerede aniliner, 108
 substituerede arylaminer, 74, 75
 substituerede benzener, 13, 26, 77, 82,
 92, 119, 144
 substituerede toluener, 75, 90, 95
 substitution, 163
 sukker, 60, 62
 sulfonerede olier, 50
 sundhedsfarlighed, 10, 30, 31, 57, 58, 63
 Svanen, 13, 80, 81, 82
 svidning, 49
 svovlsyre, 46
 syntetfibre, 35
 syntetiske fibre, 51, 52
 syntetiske polymerer, 48
 syrefarvestoffer, 73, 107
 syrer, 46

T

talkum, 50, 60, 62
 TDI, 116, 124, 126, 127, 128, 129, 130,
 131, 140, 141, 142, 145
 tekniske tekstiler, 33
 tekstilaffald, 155

tekstilmarkedet, 31, 35
termofiksering, 51
tert-butylbenzen, 134
tetrachlorbiphenyl, 2,2,4,4-, 61, 64
tetrachlorethylen, 104, 105, 165
tetrachlorethylen (TCE), 132
tetrachlorphenoler, 70
tetrakis(hydroxymethyl)fosfoniumacetat, 62
tetrakis(hydroxymethyl)fosfoniumchlorid, 62
tetrakis(hydroxymethyl)fosfoniumfosfat, 62
tetrakis(hydroxymethyl)fosfoniumsulfat (THPS), 62
tetramethylol-acetylen-diurea, 61
THPC (tetra-hydroxy-fosfonium-chlorid), 53
tin, 12, 13, 15, 26, 27, 60, 62, 63, 77, 80, 94, 95, 121, 122, 145, 146, 147, 164, 165, 166
tindichlorid, 60, 61, 63
tinforbindelser, 54
tintetrachlorid, 61, 63, 64
titandioxid, 47
toluen, 61, 63, 116
toluendiisocyanat, 166
toluendiisocyanat, 2,4-, 76, 90, 116, 141
toluener, 13, 26, 56, 59, 82
Trevira CS, 53
triacetatfarvning, 46
trichlorbenzen, 46, 64
trichlorbenzen, 1,2,3-, 61, 131
trichlorbenzen, 1,2,4-, 61, 64, 131
trichlorbenzener, 131
trichlorphenol, 54, 60, 62, 64
trichlorphenol, 2,4,6-, 70
triethanolamin, 60, 62
trimethylbenzen, 13, 26, 73, 95, 134, 165
trimethylbenzen, 1,2,4-, 64, 104, 105, 134
trimethylbenzen, 1,3,5-, 134
trimethylolmelamin, 62
tris-methylol-2-carbamoyl ethylamin, 61
trykning, 40, 41, 42, 46, 47, 48, 49
trykning med farvestoffer, 46
tungmetal, 156
tungmetaller, 9, 12, 13, 26, 27, 41, 56, 65, 78, 79, 95, 157, 160, 164, 166
tungtopløselige salte, 50

U

udendørstekstiler, 33, 34
udlederkravværdier, 119

udviklingsbehov, 166
uld, 12, 27, 31, 34, 35, 37, 49, 52, 53, 68, 70, 75, 78, 79, 80, 87, 165, 166
uld/polyester, 94
uorganiske pigmenter, 47
UPH-metoden, 58
UPLH-metoden, 59
urea, 60, 64
ureaformaldehyd, 62
urenheder, 164
urinstof, 48, 53
urinstofformaldehyd, 51

V

vådbehandling, 40, 41, 55, 177
vandglas, 60, 62
vandkvalitetskriterium, 98
vandmiljøfarlighed, 57
vandskyende imprægnering, 52
vaskeforsøg, 81, 83, 84, 94, 158
vaskepulver, 65
vejledende grænseværdier, 119
Vejledning i risikovurdering, 97
videreanvendelse, 153, 154
vinsyre, 52
vinylacetat, 48
vinylchlorid (PVC), 48
viskose, 31, 34, 35, 37, 40, 43, 68, 70, 78, 79
voks, 50, 51, 52, 60, 62
vokszirkoniumsalte, 62

X

xylen, 61, 63

Z

zink, 12, 13, 14, 26, 60, 62, 77, 80, 94, 95, 121, 122, 146, 163, 164
zinkchlorid, 52, 60, 64
zinkflourbora, 52
zinkfluoroborat, 62
zinkforbindelser, 54
zinklegeringer, 47
zinknitrat, 52, 64
zinksalte, 60
zinksulfoxylatformaldehyd, 62
zirkoniumsalt, 60, 62
zirkoniumsalte, 53
Zn(NO₃)₂, 80
ZnCl₂, 80

Bilag 1: Beregning af tekstilforbrug

I det efterfølgende gives en nærmere redegørelse for principper og metoder ved beregning af tal for tekstilmarkedet i Danmark.

B1.1. Beregning af forbrug af væsentlige produktområder

I kapitel 2.2 "Markedet for overordnede produktgrupper" er angivet en tabel (tabel 2.2) tilsvarende nedenstående tabel B1.1.

Tabel B1.1

Varestatistik for væsentlige produktområder i 1996 (Danmarks Statistik, DS, 1999)

Produktområde	Import (direkte fra DS)		Eksport (direkte fra DS)		Produktion i Danmark (tons er estimeret)		Salg i Danmark (Forsyningen, korrigeret)	
	1.000 kr.	tons	1.000 kr.	tons	1.000 kr.	tons	1.000 kr.	tons
Beklædningsgenstande og tilbehør til beklædningsgenstande, af trikotage (Kapitel 61 hos DS).	5.020.377	42.593	4.534.832	23.467	2.801.330	14.488	3.286.875	33.761
Beklædningsgenstande og tilbehør til beklædningsgenstande, undtagen varer af trikotage (Kapitel 62 hos DS).	6.185.903	37.545	4.442.813	17.927	2.983.440	12.174	4.726.530	32.028
Andre konfektionerede tekstilvarer (f.eks. sengelinned, telte); håndarbejdssæt; brugte beklædningsgenstande og brugte tekstilvarer; klude (Kapitel 63 hos DS).	949.943	20.071	984.174	19.778	888.572	7.550	854.341	19.887
Gulvtæpper og anden gulvbelægning af tekstilmaterialer (Kapitel 57 hos DS).	460.788	20.002	898.260	27.574	1.175.425	36.595	737.953	30.682
SUM	12.617.011	120.211	10.860.079	88.746	7.848.767	70.807	9.605.699	116.358

Import- og eksporttal for omsætning (i 1.000 kr) og tons samt omsætning for produktionen i Danmark er direkte fra Danmarks Statistik for 1996.

Tal for salget i Danmark i tons er beregnet. Dette skyldes, at de tal Danmarks Statistik modtager vedrørende produktionen i Danmark ikke opgives i tons, men i stk. eller par samt i kr.

Salg udtrykkes statistisk som forsyning. Danmarks Statistik udregner forsyningen som produktionen i Danmark, plus import, minus eksport. Danmarks Statistik har beregnet et estimat af produktionsmængden i tons baseret på tal for produktionen i kr. og den gennemsnitlige eksportomsætningen i kr. pr. ton. Eksportomsætningen i kr. pr. ton er vurderet at være det bedst tilgængelige estimat for produktionsomsætningen i kr. pr. ton (importomsætningen i kr. pr. ton er f.eks. typisk meget lavere på grund af typisk højere pris på danskproducerede tekstiler).

De angivne tal for salg i Danmark i tabel B1.1 er dog korrigeret for negativ forsyning. Forklaringen er følgende :

- For hver af "kapitlerne" i Danmarks Statistik er der en underinddeling for forskellige produktkategorier. For "kapitel 61" er der f.eks. ca. 100 kategorier. Som eksempel kan nævnes kategorien "T-shirts og undertrøjer, af bomuld".
- For nogle få af disse produktkategorier giver Danmarks Statistiks beregning en negativ forsyning. Da "salg i Danmark" jo ikke kan være negativ, er der her tale om registrerings- eller indberetningsfejl. I disse tilfælde er det valgt ikke at medregne de negative bidrag i de angivne tal for salg i Danmark i tabel B1.1. Danmarks Statistik vurderer, at fejlen ikke er særligt udbredt.

B1.2 Beregning af forbrug af udvalgte tekstiler

Varestatistikken for tekstilvarer fra Danmarks Statistik er temmelig omfattende (over 400 varenumre af relevans for dette projekt), men alligevel ikke specificeret på en sådan måde, at den kan anvendes direkte i projektet.

Vi ønsker at beregne det årlige forbrug (salg) af de tekstiler, der er udvalgt til kemisk analyse og vaskeforsøg for bl.a. at kunne sige noget om deres mængdemæssige betydning.

De udvalgte tekstilprodukter er bl.a. valgt på baggrund af de(n) indgående fibertype(r). Varestatistikken er netop ikke særlig specifik, hvad angår fibertypen for en given produktgruppe. Endvidere er der ikke lavet en konsekvent differentiering for de samme produktnavne. Et eksempel:

- For den overordnede gruppering "Beklædningsgenstande og tilbehør til beklædningsgenstande, af trikotage", kapitel 61, bruges f.eks. følgende differentiering: "**bluser (herunder skjortebluser)**": "Bluser, trikotage" af henholdsvis "bomuld", "uld eller fine dyrehår", "af natursilke" og "kemofibre", til "kvinder/piger". Betegnelsen "kemofibre" dækker bl.a. over fibrene polyester, polyamid, acryl og viskose for bare at nævne de væsentligste. Produktgruppen "bluser herunder skjortebluser (ej trikotage)" er statistisk talt sammen med produktgruppen "Skjorter (ej trikotage) til kvinder/piger" og med samme fiberdifferentiering som ovenfor.

Det er således forbundet med en del vanskeligheder at koble det statistiske materiale til konkrete tekstilprodukttyper.

Tal for salg i Danmark for de udvalgte tekstiler (angivet i kapitel 5, tabel 5.2, og nedenstående tabel B1.2) er fremkommet ved i første omgang at vurdere hvilke af de i Danmarks Statistik angivne produktgrupper, der passer bedst til det konkrete produkt. Herefter er der foretaget en vurdering af, hvor stor en andel det konkrete produkt udgør af produktgruppen. Et eksempel:

- For det andet produkt i tabel B1.2 - et par herrebukser af 55/45 polyester/uld - må der tages udgangspunkt i tal for kategorien i Danmarks Statistiks "kapitel 62", "Benklæder og knickers, af syntetiske fibre, til mænd/drenge (ej trikotage), undt. arbejdsbeklædning", idet denne "passer bedst". Når varen består af blandingsfibre, skal varen placeres i kategorien for den fiber, der udgør den største del. Der følger herefter en vurdering: *Herrebukser af polyester/uld er et meget udbredt produkt, men da kategorien omfatter mange andre typer af produkter og fibre, vurderes andelen at være maksimalt 10%.*

For de øvrige produkter er der, som det fremgår af tabel B1.2, anvendt samme princip.

Markedstal, der præsenteres i rapporten **skal** tages med forbehold. Tallet for salg i Danmark for udvalgte produkter er særligt usikre, idet der for disse også er foretaget en subjektiv vurdering.

Der er lagt et stort arbejde i at få afdækket den bedste fremgangsmåde for beregning af markedstal. Både Danmark Statistik og brancheforeningen Dansk Textil & Beklædning har været konsulteret i processen. Derfor er den sammenfattende vurdering, at det ikke er praktisk muligt at fremkomme med bedre estimater end de angivne.

Tabel B1.2

Beregningsgrundlag for beregning af salg i Danmark 1996 af udvalgte tekstilprodukter

Produktbeskrivelse Analyseprodukt	Varenr. fra DS	Tekst til varenr. fra DS	Produktion		Import		Eksport		Forsyning		Vurdering af andel af analyseprodukt	Analyseprodukt	
			1.000 kr.	tons	1.000 kr.	tons	1.000 kr.	tons	1.000 kr.	tons		tons	tons (afrundet)
1. Farvet (blålig) børnesweatshirt af 100% bomuld med PVC-tryk	6110 2091 00	Sweat, pullov., trøj, card. Og vest., trik af bom t. mænd/drenge	147.733	695	284.856	2.302	314.323	1.478	118.266	1.519	Der findes kategorier til både mænd/drenge og kvinder/piger	14	15
	6110 2099 00	Sweat, pullov., trøj, card. Og vest., trik af bom t. kvinder/piger	704.216	4.239	449.429	3.797	664.439	4.000	489.206	4.036	Andel bom 75%, andel sweatere ca. 33%, andel børnetøj 10% heraf		
											SUM: 5.555	Andel PVC-tryk 10% heraf (meget ud-bredt), dvs. ca. 0,75 · 0,33 · 0,1 · 0,1	
2. Farvet (mørkeblå) vaskbar herrebuks af polyester/uld (55/45)	6203 4319 00	Benklæd. og knickers, synt., til m/d, ej trik, undt. Arb.j.Beklæd.	88.454	271	108.336	598	62.308	191	134.482	678	Da 55% pet hører produkt til den kat. Vurdering af andel, under ca. 10%	68	70
3. Farvet rødlig nederdel af polyester/uld (77/23)	6204 5300 00	Nederdel. Bukseneder., ej trik, til kvinder/piger, af synt. Fibre	186.639	773	154.889	929	160.122	663	181.406	1.039	Da 77% synt. Hører produkt til d. kat. Vurdering af andel pet/uld : under ca. 5%	52	50
5. Trykt sengelinned af 100% bomuld, A	6302 2100 00	Sengelinned trykt, bom, ej trik.	50.396	471	126.454	2.330	42.230	395	134.620	2.406	Andel dynebetræk af sengel. ca. 66% (2 af tre dele lagen, dyne, hovedpude), da to produkter 0,66 · 0,5	794	800
6. Trykt dynebetræk af 100% bomuld, B	6302 2100 00	Sengelinned trykt, bom, ej trik.	50.396	471	126.454	2.330	42.230	395	134.620	2.406	Andel dynebetræk af sengel. ca. 66% (2 af tre dele lagen, dyne, hovedpude), da to produkter 0,66 · 0,5	794	800
7. Farvet lagen af bomuld, A	6302 3190 00	Sengelinned (ej m.hør) u. tryk, ej trik	7.764	89	22.029	337	41.016	469	-11.223	-43	Andel lagen af sengel. ca. 33% (1 af tre dele lagen, dyne, hovedpude)		100
8. Farvet lagen af bomuld, B	6302 3190 00	Sengelinned (ej m.hør) u. tryk, ej trik	7.764	89	22.029	337	41.016	469	-11.223	-43	Andel lagen af sengel. ca. 33% (1 af tre dele lagen, dyne, hovedpude)		100
7+8 nu 1997			7.616	77	38.636	650	9.484	96	36.768	631	Andel lagen af sengel. ca. 33% (1 af tre dele lagen, dyne, hovedpude), da to produkter 0,33 · 0,5	104	
9. Trykt dug af 100% bomuld	6302 5190 00	Dækketøj af bom, undt af bom. m. hør, ej trik.	142.656	731	74.829	1.231	85.030	436	132.455	1.526	Duge ca. 50% , dog her specielt m. scotchgaard meget mindre	763	750
10. Farvet turkis herreskjorte af bomuld/polyester (70/30)	6205 2000 00	Skjorter (ej trik.) til m/d af bom.	130.817	550	406.216	2.825	226.356	951	310.677	2.424	Også kategori for skjorter for kvinder/piger, men er ikke talt med her. Da 70% bom hører produkt til d. kat. Vurdering af andel bom/pet ca. 50%	1.212	1.200
11. Farvet frottéhåndklæde af 100% bomuld	6302 6000 00	Håndklæder, vaskeklude, viskestyk. o.l. varer, af frottéstof, bom.	2.650	42	129.082	2.429	19.332	304	112.400	2.167	Håndklæder ca. 50%	1.084	1.000

Produktbeskrivelse Analyseprodukt	Varenr. fra DS	Tekst til varenr. fra DS	Produktion		Import		Eksport		Forsyning		Vurdering af andel af analyseprodukt	Analyseprodukt	
			1.000 kr.	tons	1.000 kr.	tons	1.000 kr.	tons	1.000 kr.	tons		tons	tons (afrundet)
12. Imiteret læderjakke, 100% polyester m. "PVC-belægning", nylonfor	6102 3090 00	Anorak., vindjak., blusson, trik, af kemo til kvinder/piger	902	8	11.079	82	6.219	52	5.762	38	Andel under 5%	2	5
13. Mønstret trykt damebluse af 100% viskose	6206 4000 00	Bluser, skjorter og skjortebluser (ej trik) til k/p af kemofibre	261.430	589	301.112	1.504	225.115	507	337.427	1.586	Bluser 30%, viskose 10%, dvs 0,3 · 0,1	48	50
14. Mørk farvet pyjamas af 100% silke	6208 2900 00	Natkjoler og pyjamas til k/p undt. Bom og kemofibre	681	1	7.926	34	1.410	2	7.197	33	Pyjamas 50%, silke 50%, dvs. 0,5 · 0,5	8	10
15. Mørk farvet damebluse af acetat/elasthan (92/8)	6106 2000 00	Bluser (heru. Skjortebluser), trik, af kemofibre til k/p	9.593	48	64.251	480	49.461	246	24.383	282	Andel under 1%	3	5
16. Farvet strømpebuks af nylon/elasthan (82/18)	6115 1100 00	Strømpebeklæder, trik, af synt, af garn a. finhed u 67 decitex	4	0	133.432	701	19.226	61	114.210	640	Andel ca. 50%	320	325
17. Farvede mørke sokker af uld/acryl/nylon (50/30/20)	6115 9100 00	Sokker o.l., trik, af uld el. fine dyrehår	0	0	19.190	133	1.213	9	17.977	124	Andel ca. 25%	31	30
18. Hvid vaskbar herreundertrøje af 100% uld	6109 9010 00	T-shirts og undertrøjer, trik, af uld el. fine dyrehår	8.752	28	6.359	22	6.454	21	8.657	29	Andel ca. 50%	15	15
19. Farvet damestriktrøje af bomuld/acryl (50/50)	6110 2099 00	Sweat, pullov., trøj, card. Og vest., trik af bom t. kvinder/piger	704.216	4.239	449.429	3.797	664.439	4.000	489.206	4.036	Da 50/50 kan der være to muligheder både bom og kemofibre		
	6110 3099 00	Sweat, pullov., trøj, card. Og vest., trik af kemo t. kvinder/piger	197.815	846	248.266	1.763	214.656	918	231.425	1.691	Andel sweatere 25%, andel bom/acryl 10%, dvs. 0,25 · 0,1		150
											SUM: 5727	143	
20. Mørk farvet børnestriktrøje, 100% bomuld	Som produkt 1	Som produkt 1								5.555	Dvs. 0,75 · 0,33 · 0,1	137	140
21. Damebukser, 100% polyester	6104 6310 00	Lange benklæd. og overals, trik, synt., til k/p	40.003	179	45.456	348	40.724	182	44.735	345	Andel ca. 5%	17	20
22. Farvet sports T-shirt af 100% polyester med PVC-tryk	6109 9030 00	T-shirts og undertrøjer, trik, af kemfibre	23.910	87	74.730	577	53.675	195	44.965	469	Andel sport 20%, andel PVC 10%, dvs. 0,2 · 0,1	9	10
23. Farvet herreunderbukser, 100% bomuld	6107 1100 00	Trusser o.a. underbenklæd., trik, af bom, til m/d	73.421	505	97.853	1.000	53.016	365	118.258	1.140	Andel ca. 50%	570	575
Total												6.188	6.220

Bilag 2: ABC- og UPH-scoringer af tekstilkemikalier

B2.1. Resultater af ABC- og UPH-scoringerne

Tabel B2.1
ABC- og UPH-scoringer af de vurderede stoffer

CAS-nr.	STOFNAVN	ABC score	UPH score	Akut tox	Irritation	Sensibilisering	Organ-tox	Genotox	Cancer	Neuro-tox	Repro-tox	Noter (vedrører sundhedsvurdering)
3068006	1,2,4-butantriol	0	H	4								
95636	1,2,4-trimethylbenzen	A	H(L)	3	2							1)
85507999	1-(okta cykloxy-methyl)pyridinchlorid	0	0									2)
90131	1-chlornaphthalen	A	H(L)	3								
90120	1-methylnaphthalen	a	H(L)	3	3							
2437798	2,2,4,4-tetrachlor-biphenyl	A	P									Som PCB
105679	2,4-dimethylphenol	C	P	2								1)
3207123	2-amino-2-methylpropanol-hydrochlorid	0	0									
1892439	2-chlorphenoxy ethanol	0	P	3	3							Omdannes til chlorphenoxy eddikesyre
939275	2-ethylnaphthalen	0	H	4								
	2-hydroxy-3-chlorbenzoesyrebutylester	0	H									Ingen data, men vurderes analogt med butylbenzoat og chlorbenzoesyre
23287265	2-hydroxy-3-methylbenzoesyremethylester	0	H	4								Methyl kresotinat
119368	2-hydroxy-benzoesyremethylester	c	P	3	3						3	
91576	2-methylnaphthalen	a	H(L)	3	3							
	Acrylpolymere	C	H									3)
79107	Acrylsyre	C	H(L)		3							1)
	Alkanolaminhydrochlorider	0	H(L)	3	2							Ethanolamin
	Alkylamidethoxylater	b	H	3								
	Alkylarylsulfonater (LAS)	B	H(L)	3	3							2)
	Alkylpyridin (urenhed)	0	H	3				4		3		
	Alkylsulfonater (SAS)	B	H(L)	4	3							
8006131	Aluminiumtriacetat	0	P									3)2)
7360534	Aluminiumtriformiat	0	P									3)2)
	Amid-modificerede estere	0	0									2)
	Aminhydrochlorider	0	P		2							
7727437	Bariumsulfat	b	H									
	Benzimidazol-derivat	0	U	3							1	
	Benzoxazol-derivat	0	P									Baseret på klassificering af phosalon
120514	Benzylbenzoat	0	H	3								1)
92524	Biphenyl	C	P		2							1)

CAS-nr.	STOFNAVN	ABC score	UPH score	Akut tox	Irritation	Sensibilisering	Organ-tox	Geno-tox	Cancer	Neuro-tox	Repro-tox	Noter (vedrører sundhedsvurdering)
7439921	Bly	A	P							(3)		metallisk
136607	Butylbenzoat	c	H(L)	3	3							
85687	Butylbenzylphthalat	C	P				3		3		3 (høje doser)	IARC 3
9000117	Carboxymethylcellulose	C	H									3)
108907	Chlorbenzen	B	H									1)
	Chlorerede ethylen	A	U									Chlorethen carc 1, R45 1)
	Chlorphenol	A	H(L)	3								1)
	Cumariner	a	P	2					3		2	
9004539	Dextrin	C	H									3)
111422	Di(hydroxyethyl)amin	C	H		3							vurderet analogt med diethanolaminer
84742	Dibutylphthalat	C	0									3)
95501	Dichlorbenzen, 1,2-	A	H(L)	3	2							1)
541731	Dichlorbenzen, 1,3-	A	H(L)	3								1)
106467	Dichlorbenzen, 1,4-	A	H(L)	3	3							1)
98873	Dichlormethylbenzen	A	P	2	1				3			1) d.s.s. alfa,alfa-dichlortoluen
95738	Dichlortoluen, 2,4-	a	H(L)	3	3 (2)							3 andre dichlorbenzener er alle klass. Xn R22, nogle XI 36/38 eller 37, men de har andre CAS nr. end her angivet. Alligevel antages stort set samme klass. 1)
118694	Dichlortoluen, 2,6-	A	H(L)	3	3 (2)							vurd. som chlortoluen
95750	Dichlortoluen, 3,4-	0	H(L)	3	3 (2)							vurd.som chlortoluen
111466	Diethylenglycol	C	H(L)	3	3							
117817	Diethylhexylphthalat (DEHP)	A	P	4	3				3		3 (høje doser)	IARC 3
84662	Diethylphthalat	C	H	4							4	
3720976	Dihydroxyethylen-urea	0	H(L)		3							4)
68122	Dimethylformamid	A	U	3	3						2	N,N Dimethylformamid
28804888	Dimethylnaphthalen (blanding)	a	0									2)
13747121	Dimethylol-4-metoxo-5,5-dimethylpropyl-urea	0	H(L)		3							4)
7327697	Dimethylol-5-oxa-1,3-piperazin-2-on	0	0									
	Dimethylol-carbamat	0	H(L)		3							4)
1854268	Dimethylol-dihydroxy-ethylen-urea	b	H(L)		3						3	4)
3883236	Dimethylol-ethylcarbamat	0	H(L)		3							4)
136845	Dimethylol-ethylen-urea	a	H(L)		3							4)
134974	Dimethylol-ethyltriazon	0	H	4								
4913319	Dimethylol-methylcarbamat	0	H									4)
3270744	Dimethylol-propylen-urea	a	H(L)		3							4)
140954	Dimethylol-urea	a	H(L)		3							4)

CAS-nr.	STOFNAVN	ABC score	UPH score	Akut tox	Irritation	Sensibilisering	Organ-tox	Geno-tox	Cancer	Neuro-tox	Repro-tox	Noter (vedrører sundhedsvurdering)
131113	Dimethylphthalat	C	H	4							4	
120616	Dimethylterephthalat	C	H	4	3							
101848	Diphenyloxid	A	H(L)	4	3							
	Distyrylobifenyl-derivat	0	H(L)	3								
533233	Eddikesyre-dichloro-phenoxy-ethylester	0	P									Klassificeret under 2, 4-D. Salte og estere *
2555499	Eddikesyrephenoxy-ethylester	0	H	4								
140885	Ethylacrylat	C	U	3	3	1						
9004573	Ethylcellulose	0	H									3)
	Fedtalkoholsulfater (FAS)	C	H									3) 2)
	Fedtsyrekondensationsprodukter	0	H									3)
	Fedtsyresalte	c	H									3)
	Fluorenerede silikonepolymer	0	H									3)
	Fluorcarboner	0	H									3)
	Fluorcarbonpolymerer	0	H									3) 2)
50000	Formaldehyd	A	P	2		2			3			1)
	Fosfater	0	H									3)
56815	Glycerin	C	H									3)
107222	Glyoxal	C	H		3							1)
87683	Hexachlorbutadien	A	P	2	3			2	3		2	
92693	Hydroxybiphenyl	B	H					4	4			
7440439	Cadmium	A	P	3						(3)		forbindelse 1)
471341	Calciumcarbonat	C	H									3)
10043524	Calciumchlorid	C	H		3							1)
7778509	Kaliumdichromat	A	U	(3) 2	2	2		2	2			1)
1332587	Kaolin	C	H									3)
9005258	Kartoffelstivelse	C	H									3)
9000719	Casein	C	H									3)
7440508	Kobber	A	H									metallisk kobber
142712	Kobberacetat	A	H(L)	3								
3251238	Kobbernitrat	A	P	3	2							
7440484	Cobalt	A	P			2						1)
7440473	Chrom	A	P			2			2			Chrom (IV) forbindelse 1)
	Chrom-fedtsyrekompleks	a	0									2)
	Kvaternære ammoniumsalte	A	P		2	3						1)
7439976	Kviksølv	A	P	2						3		
63148629	Lineære polydimethylsiloxaner	C	H	4				4				
7786303	Magnesiumchlorid	C	H	4				3				3)
108781	Melamin	c	H(L)	4					3			3)
9003081	Melaminformaldehyd	a	H	4								Polymer
93583	Methylbenzoat	0	H(L)	3	3							
28652724	Methylbiphenyl	a	H					4				
9004675	Methylcellulose	C	H									3)
924425	Methylol-acrylamid	0	P	3					3			
3370352	Methylol-stearamid	C	H									2) Methylol-stearamid octadecamide, N-(hydroxymethyl)

CAS-nr.	STOFNAVN	ABC score	UPH score	Akut tox	Irritation	Sensibilisering	Organ-tox	Geno-tox	Cancer	Neuro-tox	Repro-tox	Noter (vedrører sundhedsvurdering)
	Metoxydimethylol-urea	0	H(L)		3							4)
	N-alkylphthalimider	0	0									2)
20120336	N-methyloldimethylfosfonopropionamid	0	0									
88120	N-vinylpyrrolidion	c	P	3	2				3			IARC 3
91203	Naphthalen	A	P	3	4				3		4	Se naphthalener
	Naphthalinimider	a	0									
7440020	Nikkel	A	P			2			3			1)
100027	Nitrophenol	B	P	3						3		4-nitrophenol 1)
9016459	Nonylphenol-ethoxylater	A	P									Nonylphenoethoxylater er på Miljøstyrelsens liste over uønskede stoffer og der for P her. 2)
95498	o-chlortoluen	A	H(L)	3								= 2 chlortoluen 1)
4991326	Oktadekyl-ethylen-urea	0	0									2)
	Oleater	c	H									3)
112801	Oliesyre	c	H									
59507	p-chloro-m-cresol	A	P	3	1	2						4-chlor-3-methylphenol 1)
	Palmitater	c	H									3)
8002742	Paraffin	c	H									3)
25429292	Pentachlorbiphenyl	A	P	4								3) PCB
87865	Pentachlorphenol	A	U	1 (2)	2				3			1)
108952	Phenol	C	P	2	2							1)
90437	Phenylphenol	C	H(L)		3							Biphenyl-2-ol 1)
	Phthalsyreester	0	H									Kun generelle data
	Poly(oxyethylen-oxypropylen)glycoether	0	H									
9003058	Polyacrylamider	0	H									3)
	Polyacrylsyresalte	C	H									3)
	Polyacrylat	C	H									3)
1336363	Polychlorerede biphenyler	A	P							3		Som PCB 1)
	Polyester	0	H									3)
	Polyethoxylater (EO-polymer)	c	H									= Polyglycoether
9002884	Polyethylen	c	H									3)
	Polymethylo-melamin	0	H									Samme som melaminformaldehyd
	Polymetoxymethylol-melamin	0	H									
63148629	Polysiloxan-emulsion	b	H									
9009545	Polyurethan	0	H									3)
9003207	Polyvinylacetat	0	H									3)
9002862	Polyvinylchlorid	0	H									3)
103651	Propylbenzen	B	H		2							1)
6531313	Propylen-urea	0	H(L)		3							4)
	Protein kompleks-aluminiumsalt	0	H									3)
	Protein kompleks-dichromater	a	0									
	Protein kompleks-formaldehyd	0	H									2)
	Protein kompleks-tin	b	0									

CAS-nr.	STOFNAVN	ABC score	UPH score	Akut tox	Irritation	Sensibilisering	Organ-tox	Geno-tox	Cancer	Neuro-tox	Repro-tox	Noter (vedrører sundhedsvurdering)
	Pyrazolin-derivater	0	P	3					4		3	
	Pyrenoxazol-derivat	0	0									
121299	Pyretriner (Pyrethrin II)	0	H(L)	3		3						
	Pyretroider	0	P	3		2						2)
4261727	Stearamidomethylpyridinchlorid	0	H	3								
	Stearater	C	H	4	4	4	4	4	4	4	4	3)
57114	Stearinsyre	C	H	4	4	4	4	4	4	4	4	
	Stilben-derivater (diamino/disulfonater)	b	H	4								
	Styrenpolymer	C	H									3)
	Styryl-derivat	0	U						2			IARC 2A
57501	Sukker	C	H									3)
14807966	Talkum	c	H									Asbest frit 3)
119642	Tetrahydronaphthalen	A	H(L)		3							1)
7580372	Tetrakis(hydroxymethyl)fosfonium-acetat	0	0									
124641	Tetrakis(hydroxymethyl)fosfoniumchlorid, THPC	0	P	2					3			IARC gr. 3
22031170	Tetrakis(hydroxymethyl)fosfoniumfosfat	0	0									
55566308	Tetrakis(hydroxymethyl)fosfoniumsulfat, THPS	0	P	3					3			IARC gr.3
5395506	Tetramethylol-acetylen-diurea	0	H(L)		3							4)
7440315	Tin	b	U	2	3					1		1) Tributyltin
7772998	Tindiklorid	b	H(L)	3			3	3				= Tin II chlorid
7646788	Tintetraklorid	A	P	2	2							= Tin IV chlorid 1)
108883	Toluen	C	H(L)	3								1)
87616	Trichlorbenzen, 1,2,3-	A	P	3								(Oftest blanding af isomere)
120821	Trichlorbenzen, 1,2,4-	A	P				2					data fra IRIS
	Trichlorphenol	A	P	3					3			1) 2,4,5-trichlorphenol, CAS.nr. 95-95-4, Xn R22, Xi R36/38 2,4,6-trichlorphenol, CAS.nr. 88-06-2, Xn R22, Xi R36/38, Carc 3 R40
102716	Triethanolamin	C	H(L)	4	3	3	0	4	4	0	0	
1017567	Trimethylolmelamin	0	0									
	Tris-methylol-2-cabamoyl ethylamin	0	H(L)		3							4)
57136	Urea	C	H(L)	4	3			4				d.s.s. carbamid
9011056	Ureaformaldehyd	a	H									polymer
6834920	Vandglas	C	P		2							CAS-nr. for dinatriummetasilikat. Vandglas er normalt natriumsilikat, der vil være H
	Voks (polyethen, montana)	c	H									3)
	Voks-aluminiumsalt	0	H									3)
	Voks-zirkoniumsalt	0	H									3)

CAS-nr.	STOFNAVN	ABC score	UPH score	Akut tox	Irritation	Sensibilisering	Organ-tox	Geno-tox	Cancer	Neuro-tox	Repro-tox	Noter (vedrører sundhedsvurdering)
1330207	Xylen	C	H(L)	3	3							1)
7440666	Zink	A	H									1)
13826885	Zinkfluoroborat	0	H	3								
7646857	Zinkklorid	A	P		2							1)
7779886	Zinknitrat	a	P	2	2							3)
24887067	Zinksulfoxylat-formaldehyd	0	0									2)
7440677	Zirkoniumsalt	b	H									1)

1) Stoffet er klassificeret på listen over farlige stoffer (Bek. nr. 510 af 18. juni 1999)

2) Ingen data fundet ved søgning i databaserne RTECS og HSDB

3) Vurderes på erfaring uden yderligere data

4) Dimethyl ... urea-forbindelserne er vurderet under ét

* UPH-scorene angivet i tabel B.2.1 er baseret på kriterierne beskrevet i nedenstående afsnit B.2.3 og kapitel 4 samt hovedsagligt følgende datareferencer: HSDB (1999), RTECS (1999) og Miljø- og Energiministeriet (1997).

ABC-scorene i tabel B.2.1 er baseret på kriterierne anført i næste afsnit og primært følgende datareferencer: MITI (1992), Verschuren (1997), Nikunen *et al.* (1990), Howard (1990), Baumann & Herberg-Liedtke (1991), AQUIRE (1999), Miljø- og Energiministeriet (1997), Sangster (1989), Kemikalieinspektionen (1989), Roth (1994), Merck (1983), BIODEG (1993), Pedersen *et al.* (1994), LOGKOW (1994), Damborg & Thygesen (1991), IUCLID (1996), Kemikalieinspektionen (1997) og Brown (1978).

B2.2 Kriterier for ABC-scoresystemet

Ved vurderingen af tekstilkemikaliers miljøfarlighed er anvendt ABC-systemet, der er relevant for stoffer, der via spildevand tilledes et offentligt renselanlæg med biologisk behandling. Vi har her anvendt den reviderede udgave, som er beskrevet nedenfor og i oplægget til den nye reviderede spildevandsvejledning "Tilslutning af industrispildevand til offentlige renselanlæg, Udkast til vejledning" (VKI, 1997). Systemet inddeler primært organiske stoffer i 3 farlighedskategorier (A, B og C) baseret på deres uhelbredelige skadevirkning på mennesker, bionedbrydelighed samt kroniske og akutte effekter i vandige miljøer. Idet der ikke kan tales om bionedbrydelighed af uorganiske stoffer, vurderes disse udelukkende ud fra deres øvrige iboende egenskaber samt i visse tilfælde kendte reaktionsprodukter. Inddelingen sker efter følgende kriterier:

A: Stoffer, hvis egenskaber bevirker, at de er uønskede i afløbssystemet. Stofferne bør erstattes eller reduceres til et minimum.

Gruppen omfatter stoffer med følgende egenskaber:

- Stoffer, der er vurderet at kunne medføre uhelbredelig skadevirkning over for mennesker og skal mærkes med en eller flere af risikosætningerne:
 - R39, R40, R45, R46, R48, R60, R61, R62, R63 og R64
- Stoffer, der ikke er let nedbrydelige i OECD's screeningstest (OECD, 1993) og desuden er karakteriseret ved følgende egenskaber:
 - Høj akut toksicitet over for vandlevende organismer (fisk, krebsdyr, alger), som angivet ved $EC_{50} \leq 1$ mg/l, eller

- Potentielt bioakkumulerbare i vandlevende organismer

For stoffer, der betegnes som let nedbrydelige, kræves det, at OECD's kriterier for "let nedbrydelighed" i aerobe nedbrydelighedstest er opfyldt (301A-F, i OECD, 1993).

EC₅₀ beskriver et stofs toksicitet over for vandlevende organismer og angiver den koncentration af stoffet, der medfører en nærmere defineret effekt på 50% af en gruppe testorganismer. Ifølge kriterier for miljøfareklassifikationen (Miljø- og Energiministeriet, 1993) betegnes stoffer med EC₅₀ ≤ 1 mg/l som meget giftige over for vandlevende dyr og planter.

Ved et stofs bioakkumulerbarhed forstås stoffets evne til at ophobes i en organisme i forhold til det omgivende miljø. Et stof anses som potentielt bioakkumulerbart, når log K_{ow} ≥ 3 (fordelingskvotient: octanol/vand), med mindre der foreligger en forsøgsmæssigt bestemt biokoncentrationsfaktor (BCF), der er mindre end eller lig med 100.

B: Stoffer, der ikke bør forekomme i så store mængder i spildevandet, at miljøkvalitetskriterier overskrides i vand- og jordmiljøet. For disse stoffer fastsættes vejledende grænseværdier. Tillige bør stofferne reguleres efter princippet om anvendelse af bedste tilgængelige teknologi.

Gruppen omfatter stoffer med følgende egenskaber:

- Stoffer, der ikke er let nedbrydelige i OECD's screeningstest og desuden er karakteriseret ved en middel, akut toksicitet over for vandlevende organismer (fisk, krebsdyr, alger), som angivet ved 1 mg/l < EC₅₀ ≤ 100 mg/l
- Stoffer, der er påvist ikke at være nedbrydelige under anaerobe forhold (mulighed for ophobning i slam eller i akvatiske sediment) og desuden er kendetegnet ved et eller begge af følgende kriterier:
 - EC₅₀ ≤ 10 mg/l
 - Potentielt bioakkumulerbare (log K_{ow} ≥ 3)

Der er endnu ikke standardiserede kriterier for let nedbrydelighed under anaerobe betingelser, det vil sige forhold, hvor molekylær ilt ikke er til stede. Fastsættelse af vejledende grænseværdier for tilledning til kommunale renseanlæg sker ud fra stoffernes miljøkvalitetskriterier (nul-effekt koncentrationer), deres fjernelse i renseanlæg, fortynding ved udledning til vandområder samt jordkvalitetskriterier med hensyn til udbringning af slam på jord. Det er dog ikke formålet at fastsætte grænseværdier i nærværende projekt, men alene at anvende kategoriseringen for at kunne sammenligne potentiel miljøbelastning fra forskellige kemikalier og grupper af kemikalier.

C: Stoffer, der i kraft af deres egenskaber ikke giver anledning til fastsættelse af vejledende grænseværdier for tilledt spildevand. Disse stoffer reguleres efter princippet om anvendelse af bedste, tilgængelige teknologi med lokalt fastsatte grænseværdier svarende hertil.

Gruppen omfatter stoffer med følgende egenskaber:

- Stoffer, der er let nedbrydelige i OECD's screeningstest
- Stoffer, der ikke er let nedbrydelige, under forudsætning af at stofferne har en toksicitet over for vandlevende organismer svarende til $EC_{50} > 100$ mg/l, og at stofferne ikke er potentielt bioakkumulerbare ($\log K_{ow} < 3$)

Gruppe C kan således indeholde stoffer, der kan være meget toksiske over for akvatiske organismer. Under normale forhold vil dette ikke give anledning til uønskede effekter, idet stofferne er biologisk let nedbrydelige. Under forhold, hvor der ikke sker optimal fjernelse af stofferne i renseanlægget, kan udledningen dog være årsag til toksiske effekter i recipienten. Emission af C-stoffer til renseanlæg begrænses bl.a. ud fra stoffernes fysiske/kemiske påvirkning af kloakledninger, pumpestationer mm. Det skal desuden bemærkes, at afledning af gruppe C-stoffer til renseanlæg kan være problematisk af andre årsager - f.eks. hvis stofferne udviser nitrifikationshæmmende effekt. Dette skyldes, at nitrifikationsprocessen i danske anlæg almindeligvis er kombineret med "nedbrydningstrinnet" i starten af renseanlægget, og således kan nitrifikationsprocessen hæmmes, inden stoffet er fuldstændigt nedbrudt.

I nærværende projekt er stoffer, hvis dokumentationsgrundlag er tilstrækkeligt til en entydig vurdering, tildelt klassifikationen A, B eller C. Øvrige stoffer, hvor dokumentationsgrundlaget er utilstrækkeligt, er tildelt klassifikationen a (lille a), b (lille b) eller c (lille c) ud fra bedste skøn på det foreliggende grundlag, og såfremt et sådant ikke har været muligt, er stoffet tildelt et nul (0). Ved vurdering af stofgrupper tages der udgangspunkt i de stoffer, der repræsenterer stofgruppen. Hvis det entydigt gælder, at gruppen består af stoffer vurderet som liste A stoffer (f.eks. gruppen af alkylphenoethoxylater), får gruppen tildelt scoren A. Hvis det derimod drejer sig om en gruppe, der f.eks. består af kvaternære ammoniumforbindelser, der er uden nærmere specifikation, vil gruppen tildeles scoren a dels på baggrund af muligt indhold af f.eks. alkylbenzoldimethylammonium (scoret som A), og dels fordi der i gruppen af kvaternære ammoniumforbindelser kan forekomme let bionedbrydelige tensider, f.eks. esterquatforbindelser (scoret som C). Vurderingerne er således konservative, hvilket betyder, at vurdering af stofgrupper er foretaget ud fra mulig forekomst af det mest miljø- og sundhedsfarlige stof, der tilhører den pågældende gruppe.

I teksten i nærværende rapport's kapitler (f.eks. kapitel 4) er der ikke skelnet mellem scorer med store bogstaver (A,B,C) og små bogstaver (a,b,c). Dette er gjort for ikke at gøre teksten for detaljeret. De enkelte detaljerede scorer fremgår af ovenstående tabel B2.1.

B2.3 Kriterier for UPH-scoresystemet

I institutsamarbejdet mellem VKI, DTC, dk-TEKNIK og DTI (Hansen *et al.*, 1996) blev udviklet den såkaldte UPH-metode til en enkel og hurtig

vurdering af kemikalier, som anvendes i industrielle processer. I forprojektet blev metoden udviklet for kemiske stoffer. Et igangværende hovedprojekt arbejder med at opstille kriterier for gruppering af produkter (FIS, 1999).

UPH-metoden bygger på EU's klassificeringsregler, efter hvilke sundhedsfare ved kemiske stoffer klassificeres ud fra stoffernes akutte og kroniske toksikologiske egenskaber. Disse toksikologiske data tilvejebringes ved *in vivo* og *in vitro* test, som er beskrevet i annex V i EU's klassificeringsdirektiv (EC, 1997). Klassificering af kemiske produkters sundhedsfarlighed foretages på grundlag af indholdsstoffernes klassificering eller ved toksikologisk test. EU's regler om klassificering af stoffer og præparater er i Danmark sammenfattet i klassificeringsbekendtgørelsen (Miljøministeriet, 1993).

Filosofien bag grupperingen af kemikalier som *uacceptable*, *problematiske* eller *håndterbare* er, at al anvendelse af kemikalier kan medføre en risiko for sundheden. Nogle kemikalier er så relativt ufarlige, at de under normale produktionsforhold vil kunne håndteres uden sundhedsrisiko (*håndterbare*). Andre kemikalier er mere farlige og vil kræve specielle forholdsregler ved anvendelse (*problematiske*). En mindre gruppe kemikalier er så sundhedsfarlige, f.eks. kræftfremkaldende, at de er *uacceptable* i arbejdsmiljøet (og det ydre miljø).

Det er vigtigt at understrege, at UPH-metoden ("stof-UPH"-metoden) er udviklet til screening af kemikalier, der anvendes i industrielle processer for evne til at påvirke sundhed (arbejdsmiljø). For sundhedspåvirkningens vedkommende betyder det, at der er lagt vægt på de eksponeringsforhold, som forekommer i industrien.

Kriterierne for UPH-metoden fremgår af tabel B2.2.

Tabel B2.2
Kriterier for UPH-metoden

Effekttype	Kategori 1	Kategori 2	Kategori 3	Kategori 4	Kategori 0
Akut toksicitet <i>LD₅₀ oral, rotte, mg/kg</i> <i>LD₅₀ hud, rotte/kanin mg/kg</i> <i>LC₅₀ indånding, rotte mg/l/4t</i>	Tx »Meget giftig«, R28: Meget giftig ved indtagelse. LD ₅₀ ≤ 25 Tx »Meget giftig«, R27: Meget giftig ved hudkontakt. LD ₅₀ ≤ 50 Tx »Meget giftig«, R26: Meget giftig ved indånding. LC ₅₀ ≤ 0,5	T, »Giftig«, R25: Giftig ved indtagelse. 25 < LD ₅₀ ≤ 200 T, »Giftig«, R24: Giftig ved hudkontakt. 50 < LD ₅₀ ≤ 400 T, »Giftig«, R23: Giftig ved indånding. 0,5 < LC ₅₀ ≤ 2	Xn, »Sundhedsskadelig«, R22 Farlig ved indtagelse. 200 < LD ₅₀ ≤ 2.000 Xn, »Sundhedsskadelig«, R21 Farlig ved hudkontakt. 400 < LD ₅₀ ≤ 2.000 Xn, »Sundhedsskadelig«, R20 Farlig ved indånding. 2 < LC ₅₀ ≤ 20	LD ₅₀ > 2.000 LD ₅₀ > 2.000 LC ₅₀ > 20	Ingen data eller data ikke anvendelige
Ætsende/ Irriterende virkning	C »Ætsende«, R35: Alvorlig ætsningsfare. Akut virkning. Xi »Lokalirriterende«, R41: Risiko for alvorlig øjenskade.	C »Ætsende«, R34: Ætsningsfare. Efter længere tids virkning. Xi »Lokalirriterende«, R37: Irriterer åndedrætsorganer.	Xi »Lokalirriterende«, R38: Irriterer huden. Xi »Lokalirriterende«, R36: Irriterer øjnene.	Ingen ætsende eller irriterende virkning.	Ingen data eller data ikke anvendelige
Allergi/ Sensibilisering	Xn, »Sundhedsskadelig«, R42: Kan give overfølsomhed ved indånding. Human evidens. Xi, »Lokalirriterende«, R43: Kan give overfølsomhed ved kontakt med huden. Human evidens.	Xn, »Sundhedsskadelig«, R42: Kan give overfølsomhed ved indånding. Evidens fra eksperimentelle tests. Xi, »Lokalirriterende«, R43: Kan give overfølsomhed ved kontakt med huden. Evidens: Eksperimentelle tests.	Enkelte isolerede tilfælde eller svage testresultater	Ingen sensibiliserende virkning.	Ingen data eller data ikke anvendelige
Organtoksicitet <i>oral: mg/kg</i> <i>dermal: mg/kg</i> <i>indånding: l/4t</i>	Tx »Meget giftig«, R39: Fare for varig alvorlig skade på helbred. oral ≤ 25 dermal ≤ 50 indånding ≤ 0,5	T »Giftig«, R39: Fare for varig alvorlig skade på helbred. 25 < oral ≤ 200, 50 < dermal ≤ 400 0,5 < indånding ≤ 2	Xn »Sundhedsskadelig«, R40: Mulighed for varig skade på helbred. 200 < oral ≤ 2.000 400 < dermal ≤ 2.000 2 < indånding ≤ 20	Ingen irreversibel skadevirkning.	Ingen data eller data ikke anvendelige
Genotoksicitet	T, »Giftig«, R46: Kan forårsage arvelige genetiske skader. EU: Mut1.	T, »Giftig«, R46: Kan forårsage arvelige genetiske skader. EU: Mut2.	Xn, »Sundhedsskadelig«, R40: Mulighed for varig skade på helbred. EU: Mut3.	Ingen mutagen effekt.	Ingen data eller data ikke anvendelige
Kræftfremkaldende effekt	T, »Giftig«, R45: Kan fremkalde kræft. R49: Kan fremkalde kræft ved indånding. IARC:1 eller EU:Carc1.	T, »Giftig«, R45: Kan fremkalde kræft. R49: Kan fremkalde kræft ved indånding. IARC:2A/2B eller EU:Carc2.	Xn, »Sundhedsskadelig«, R40: Mulighed for varig skade på helbred. IARC:3 eller EU: Carc3.	IARC gruppe 4. Ingen kræftfremkaldende effekt.	Ingen data eller data ikke anvendelige
Reproduktionstoksisk effekt	T, »Giftig«, R60: Kan skade forplantningsevnen. EU: Rep1. T, »Giftig«, R61: Kan skade barnet under graviditeten. EU: Rep1.	T, »Giftig«, R60: Kan skade forplantningsevnen. EU: Rep2. T, »Giftig«, R61: Kan skade barnet under graviditeten. EU: Rep2.	Xn, »Sundhedsskadelig«, R62: Mulighed for skade på forplantningsevnen. EU: Rep3. Xn, »Sundhedsskadelig«, R63: Mulighed for skade på barnet under graviditeten. EU: Rep3.	Ingen reproduktions-toksisk effekt	Ingen data eller data ikke anvendelige
Nerveskadende effekt	T, »Giftig«, R48: Alvorlig sundhedsfare ved længere tids påvirkning.	Xn, »Sundhedsskadelig«, R48: Alvorlig sundhedsfare ved længere tids påvirkning.	R33: Kan ophobes i kroppen efter gentagen brug.	Ingen nerveskadende virkning.	Ingen data eller data ikke anvendelige
	U: Uacceptabelt	P: Problematisk	H: Håndterbart		Vurderes fra case til case

Bilag 3: Analyseresultater for kemikalier i udvalgte tekstiler

Udvælgelse af kemikalier og tekstiler samt analysemetoder og analyseresultater er beskrevet i dette bilag.

B3.1 Udvælgelse af kemikalier og tekstiler til materialeanalyser

B3.1.1 Udvælgelse af kemikalier

De stoffer, der er analyseret for, er udvalgt på baggrund af screeningen for miljøfarlighed og tildels sundhedsfarlighed som beskrevet i kapitel 4 og bilag 2. Resultatet af farlighedsscreeningen er kombineret med en vurdering af mulig forekomst af de enkelte stoffer i relevante tekstiler (fibertyper). De udvalgte stoffer fremgår af tabel B3.1

De i tabel B3.1 anførte stoffer er primært udvalgt, fordi de ved miljøscreeningen er tildelt scoren A (er uønskede i kloaksystemet), eller fordi de er under mistanke for at udvise hormonlignende effekter. Enkelte B-stoffer er dog medtaget, hvis de alligevel indgår i en analysepakke for A-stoffer. De angivne farvestoffer er udvalgt, enten fordi de er udpeget i Miljøprojekt nr. 416 (Brarup *et al.*, 1998) som specielt hudsensibiliserende (dog er Solvent Yellow 1 og 2 udeladt af bl.a. analysetekniske grunde), eller fordi de vurderes at kunne blive udvasket i væsentligt omfang (ved husholdningsvask) og samtidig være giftige over for vandmiljøet (se nedenstående). Hvorvidt de udvalgte stoffer i nedenstående tabel kan udvaskes ved husholdningsvask, er ikke vurderet specifikt (bortset fra farvestoffer), idet problemstillingen er meget kompleks. Det vurderes dog generelt, at stofferne i større eller mindre omfang vil kunne udvaskes, hvis de er tilstede i tekstilet.

Tabel B3.1

Bruttoliste for stoffer/stofgrupper udvalgt til materialeanalyse

Enkelstof	Stofgruppe	Funktion(er)	MF	SF	Udbredelse/anvendelse	Analysemetode	Eksempel på sandsynlig forekomst
Chlorbenzen	Chlorerede benzener	Carrier	B	H*	Formodentlig af betydning i Østeuropa og Asien	GC-MS-pakke	Carriers anvendes til blandinger af polyester/uld (f.eks. herrebukser)
1,3-dichlorbenzen	-"-	Carrier	A	H(L)**	-"-	GC-MS-pakke	-"-
1,4-dichlorbenzen	-"-	Carrier	A	H(L)*	-"-	GC-MS-pakke	-"-
1,2,4-trichlorbenzen	-"-	Carrier	A	H*	-"-	GC-MS-pakke	-"-
1,2-dichlorbenzen	-"-	Carrier	A	H(L)*	-"-	GC-MS-pakke	-"-
1,2,3-trichlorbenzen	-"-	Carrier	A	H**	-"-	GC-MS-pakke	-"-
1,2,4-trimethylbenzen	-"-	Carrier	A	H(L)*	-"-	GC-MS-pakke	-"-
Dichlormethylbenzen	-"-	Carrier	A	P**	-"-	GC-MS-pakke	-"-
2,6-dichlortoluen	Chlorerede toluener	Carrier	A	H(L)**	-"-	GC-MS-pakke	-"-
2,4-dichlortoluen	-"-	Carrier	A	H(L)**	-"-	GC-MS-pakke	-"-
o-chlortoluen	-"-	Carrier	A	H**	-"-	GC-MS-pakke	-"-
Chlorphenol	Chlorerede phenoler	Biocid	A	H(L)	Formodentlig af betydning i varme lande med høj luftfugtighed (visse dele af Asien og Afrika).	GC-MS-pakke	Naturfiberprodukter importeret fra varme/fugtige lande (f.eks T-shirts, sengelinned)
Trichlorphenol	Chlorerede phenoler	Biocid	A	P	Formodentlig af betydning i varme lande med høj luftfugtighed (visse dele af Asien og Afrika).	GC-MS-pakke	Naturfiberprodukter importeret fra varme/fugtige lande (f.eks T-shirts, sengelinned)
Pentachlorphenol	Chlorerede phenoler	Biocid	A	U	Formodentlig af betydning i varme lande med høj luftfugtighed (visse dele af Asien og Afrika).	GC-MS-pakke	Naturfiberprodukter importeret fra varme/fugtige lande (f.eks T-shirts, sengelinned)
Chlorerede ethylener	Chlorerede ethylener	Carrier	A	U	Formodentlig af betydning i Østeuropa og Asien	GC-MS-pakke	Carriers anvendes til blandinger af polyester/uld (f.eks. herrebukser)
Diphenyloxid		Carrier	A	H(L)	-"-	GC-MS-pakke	-"-
Methylbiphenyl	Biphenyler	Carrier	A	H	-"-	GC-MS-pakke	-"-
2,2,4,4-tetrachlorbiphenyl	Chlorerede biphenyler	Carrier	A	P	-"-	GC-MS-pakke	-"-
Polychlorerede biphenyler	-"-	Carrier/blødgører	A	P	-"-	GC-MS-pakke	-"-
Pentachlorbiphenyl	-"-	Carrier/blødgører	A	P	-"-	GC-MS-pakke	-"-
Naphthalen	Naphthalener	Biocid/Carrier	A	P	Formodentlig af betydning i varme og fugtige lande (visse dele af Asien og Afrika).	GC-MS-pakke	Uldprodukter produceret i varme/fugtige lande (f.eks. uldtøjer)
Tetrahydronaphthalen	Naphthalener	Carrier	A	H(L)	Formodentlig af betydning i Østeuropa og Asien	GC-MS-pakke	Carriers anvendes til blandinger af polyester/uld (f.eks. herrebukser)
1-methylnaphthalen	Naphthalener	Carrier	A	H(L)	-"-	GC-MS-pakke	-"-
2-methylnaphthalen	Naphthalener	Carrier	A	H(L)	-"-	GC-MS-pakke	-"-
Dimethylnaphthalen (bland.)	Naphthalener	Carrier	A	0	-"-	GC-MS-pakke	-"-

Enkeltstof	Stofgruppe	Funktion(er)	MF	SF	Udbredelse/anvendelse	Analysemetode	Eksempel på sandsynlig forekomst
1-chloronaphthalen	Chlorerede naphthalener	Carrier	A	H(L)	-"-	GC-MS-pakke	-"-
Dimethylterephthalat	Phthalater	Carrier	C ****	H	-"-	GC-MS-pakke	-"-
Diethylphthalat	Phthalater	Carrier	C ****	H	-"-	GC-MS-pakke	-"-
Dimethylphthalat	Phthalater	Carrier	C ****	H	-"-	GC-MS-pakke	-"-
Dibutylphthalat	Phthalater	Blødgører	C ***	0	Alle lande inkl. Danmark	GC-MS-pakke	Visse tryk (T-shirts, sportstøj), imiteret læder
Butylbenzylphthalat	Phthalater	Fikseringsmiddel	C***	P	Alle lande inkl. Danmark	GC-MS-pakke	Visse trykte produkter
Diethylhexylphthalat (DEHP)	Phthalater	Fikseringsmiddel/blødgører	A ***	P	Alle lande inkl. Danmark	GC-MS-pakke	Visse trykte produkter (T-shirts, sportstøj), imiteret læder
Kvaternære ammoniumsalte	Kvaternære ammoniumsalte	<u>Blødgører</u> /biocid/deterg.	A	P	Alle lande inkl. Danmark	GC-MS-pakke	Teoretisk set alle blødgjorte produkter
p-chloro-m-cresol	Chlorerede cresoler	Opløsningsmiddel	A	P	?	GC-MS-pakke	Visse trykte produkter
Hexachlorbutadien	Chlorerede alkener	Opløsningsmiddel	A	P	?	GC-MS-pakke	Visse trykte produkter
Nonylphenoethoxylater (NPEO)	Nonionisk tensid	Emulgator/disperg.	A***	P	Mere eller mindre udbredt i alle lande	GC-MS-pakke	Visse trykte produkter
Pb, Cd, Cu, Co, Cr, Ni, Zn, Ba, Sn, As, (Hg)	Tungmetaller	For Cr, Cu, og Ni i metalkomplex farvestoffer. Urenheder i farvestoffer/pigmenter fra fremstilling af disse. Fikseringsmidler	A/b	U/P/H	Alle lande inkl. Danmark.	ICP-MS	For tungmetallerne Cr, Cu og Ni særligt i farvede produkter af uld og i mindre grad produkter af polyamid og silke.
Disperse Blue 124		Farvestof			Anvendes/sælges tilsyneladende ikke mere i Vesteuropa	TLC	Teoretisk set i produkter der indeholder polyester, polyamid, acetat og acryl
Disperse Red 1	Monoazo	Farvestof			-"-	TLC	-"-
Disperse Yellow 3	Monoazo	Farvestof			-"-	TLC	-"-
Disperse Orange 3		Farvestof			-"-	TLC	-"-
Disperse Red 17		Farvestof			-"-	TLC	-"-
Disperse Black 1	Monoazo	Farvestof			-"-	TLC	-"-
Disperse Blue 106		Farvestof			-"-	TLC	-"-
Disperse Orange 76		Farvestof			-"-	TLC	-"-
Disperse Yellow 9		Farvestof			-"-	TLC	-"-
Direct Blue 78	Triazo	Farvestof			Alle lande	TLC	Teoretisk set alle farvede produkter der indeholder bomuld og/eller viskose
Acid Black 194	Metalkompleks	Farvestof			Alle lande	TLC	Teoretisk set alle farvede produkter der indeholder uld, silke og/eller polyamid
Acid Blue 113	Diazo	Farvestof			Alle lande	TLC	-"-

MF: Miljøfarlighed; SF: Sundhedsfarlighed; * Hvis Arbejdstilsynets risikovurdering lægges til grund, bør stoffet scores U; ** Chloreret benzen/toluen der ikke er risikovurderet af Arbejdstilsynet; *** Begrundet mistanke om hormonlignende effekt; **** Del af analysepakke.

Vurdering af sandsynlighed for udvaskning af farvestoffer

For farvestoffer kan mængden, der frigives under vask, overslagsmæssigt vurderes ud fra kendskab til generelle fiber-farvestofbindingsmekanismer og ud fra vaskeægthedstest, hvor ændringen i tekstilets farveintensitet efter en given standardvask registreres. Dette er gjort for udvalgte farvestoffer, som er mistænkt for at være miljømæssigt problematiske (f.eks. fordi de kan fraspalte substituerede β -naphthyl- eller giftige overfor fisk), og hvor det samtidig har været muligt at fremskaffe data på vaskeægthed (se tabel B3.2). Det kan konkluderes, at især det direkte farvestof Direct Blue 78, som anvendes på bomuld og viskose, formodentlig vil udvaskes let. Herefter kommer syrefarvestofferne Acid Black 194 og Acid Blue 113. Disse farvestoffer, som anvendes på uld, silke og polyamid, kan have forskellig vaskeægthed alt efter farvestoffets molekulære størrelse og fiberen, de adsorberes til. De to nævnte syrefarvestoffer har forholdsmæssigt store molekyler, og de vil derfor have en vis vaskeægthed, men det vurderes, at der vil udvaskes mere af disse end af de udpegede chrom-, basiske og reaktivfarvestoffer. Syrefarvestoffet Acid Red 57 har ifølge test en bedre vaskeægthed end de to nævnte blå og sorte syrefarvestoffer. Basiske, chrom- eller reaktivfarvestoffer er, hvis de bruges til de fibertyper, hvortil de er egnede, normalt stærkt bundet og vil formodentlig kun udvaskes i små mængder. Udover de farvestoffer, som er bundet til fiberen, kan der selvfølgelig forekomme overskudsfarve i tekstilet, som kan skyldes, at der ikke er skyllet tilstrækkeligt fra producentens side efter farvningen. Dette er der ikke taget hensyn til i ovenstående vurdering, idet mængden af overskudsfarve i større grad vil afhænge af produktionsgangen end af indfarvningsmetode og fibertype.

Tabel B3.2

Oversigt over farveændring og farveafsmitning for udvalgte farvestoffer (Colour Index)

Farvestof (C.I.-navn)	Farveændring ved vask*	Farveafsmitning (på andre fibre)*
Direct Blue 78	2-3	Ikke oplyst
Basic Red 46	5	5
Basic Blue 41	4-5	4-5
Basic Yellow 28	5	5
Basic Yellow 40	5	5
Reactive Orange 12	5 (ved 100°C)	5 (ved 100°C, på bomuld og viskose)
Reactive Orange 13	4-5 (ved 100 °C)	5 (ved 100°C, på bomuld)
Reactive Red 84	4-5 (ved 50°C)	5 (ved 50°C)
Reactive Blue 21	4 (ved 75°C)	4 (ved 75°C)
Reactive Blue 238	4-5 (ved 70°C)	4 (ved 70°C)
Reactive Black 5	4-5 (ved 75°C)	5 (ved 75°C)
Reactive Black 8	5	5
Acid Blue 113	3	1
Acid Black 194	3-4	4-5
Mordant Black 9	5 (ved efterchromeringsmetoden)	Ikke oplyst
Mordant black 11	5 (ved efterchromeringsmetoden)	Ikke oplyst

* Der anvendes et visuelt vurderingssystem med 1-5, noter. Værdien 1 er dårligst, 5 er bedst. Der er anvendt ISO-metoden 105/EO6 ved bedømmelserne. Afsmitning er udført på uld, hvor ikke andet er nævnt.

Kommentarer til udvalgte stof/kemikaliegrupper

Argumenter for at udelade eller medtage væsentlige stofgrupper (funktionsgrupper) er fremført nedenstående.

Formaldehyd (formaldehydreleasere).

Selvom formaldehyd er mærket med R40 (og derfor scores A) og tillige meget giftig over for vandlevende organismer, er stoffet let nedbrydeligt under både iltrige og iltfattige betingelser. Formaldehyd forventes kun at have en levetid på timer til få døgn i vandmiljøet. Brugen af antikrølmidler - der afgiver større mængder formaldehyd - er ifølge Menné (1994) tilsyneladende kraftigt reduceret, hvis antallet af registrerede kontaktallergitilfælde forårsaget af formaldehyd fra tekstiler lægges til grund. Denne vurdering støttes endvidere af en amerikansk undersøgelse fra 1998 (Scheman *et al.*, 1998). På baggrund af ovenstående betragtninger er det valgt ikke at medtage formaldehyd (og hermed formaldehydreleasere) i analyseprogrammet.

Blødgørere

Ifølge en arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen "Phthalater afgivet ved vask af PVC-holdige gulve og tekstiler" (Vikelsøe & Johansen, 1995) blev der ved vask af tre forskellige T-shirts med PVC-tryk konstateret afgivelse af DEHP i moderate mængder, mens indikation på afgivelse af dibutylphthalat ikke kunne afklares på grund af analysetekniske problemer.

Udover i PVC-tryk (billeder) på T-shirts mm. (børne-T-shirts, sportstøj) anvendes blødgørere i imiteret læder (PVC-belagte bukser, bluser mm.). Det er derfor valgt at lade blødgørere indgå i analyseprogrammet.

Optisk hvidt

Det har kun været muligt at finde oplysninger om stilbenderivaternes miljøegenskaber i begrænset omfang. De er på denne baggrund tildelt scoren b. Af øvrige er naphthalimider og cumariner tildelt scoren a ved analogibetragtninger (henholdsvis naphthalen og warfarin). Det formodes, at stilbenderivater har en betydende anvendelse ved behandling af tekstiler. Tekstilvaskemiddel indeholder dog normalt optisk hvidt (stilbenderivater), og bidraget fra vaskemidlet til vaskevandet vurderes umiddelbart til at være dominerende i forhold til bidraget fra tekstilet, der vaskes. Det er derfor ikke prioriteret at medtage optisk hvidt i analyseprogrammet.

Permanente brandhæmmere

Kun et enkelt stof (triethanolamin) er tildelt scoren C. Fundne sparsomme miljøoplysninger for 3 af de øvrige stoffer indikerer svagt, at de sandsynligvis ikke skal tildeles scoren A. Det skal bemærkes, at vurderingen er foretaget på et meget spinkelt datagrundlag og derfor er usikker. På denne baggrund (primært på grund af manglende oplysninger) er det valgt ikke at medtage permanente brandhæmmere i analyseprogrammet.

B3.1.2 Udvalgelse af tekstiler

Der er i forbindelse med nærværende projekt indkøbt 15 tekstilprøver (tekstilvarer), som vurderes at være repræsentative for de udvalgte stoffer. Ud over de nævnte tekstilprøver er syv af de tekstiler, der blev screenet (kvantitativt) for arylaminer i forbindelse med det nu afsluttede projekt, Miljøprojekt nr. 416 (Brarup *et al.*, 1998), inddraget. Disse syv tekstilprøver er indkøbt på det danske marked og var heldigvis ikke destrueret på det aktuelle tidspunkt. Fordelen ved at inddrage dem er, at vi kender deres evne til at afgive arylaminer under sure/basiske (reduktive) forhold.

Data for de udvalgte tekstiler fremgår af tabel B3.3. De koder, der er angivet under kolonnen ”stofnumre”, er oversat i tabel B3.4.

Tabel B3.3
Produkter udvalgt til analyse

Produkter	Stofnummer	Prøvenr./købssted	Mulige kemikalier	Azo-rap (nr.i tabel 5.1)* Andre bemærkninger
Farvet (blålig) børnesweat-shirt af 100% bomuld med PVC-tryk	(FIP1-2), BLP2-3, BIO1-4, T1-7, T9-11, FD1	Nr. 1, supermarked	phthalater, Direct Blue 78, biocider (inkl. PCP, TCP), tungmetaller, (fikseringsmidler)	
Farvet (mørkeblå) vaskbar habitbuks af polyester/uld (55/45)	C1-25, T1-7, FDP1-9, FA1-2	Nr. 2, supermarked	carriers, dispersionsfarvestoffer, Acid Black 194/Acid Blue 113, tungmetaller	
Farvet rødlig nederdel af polyester/uld	C1-25, T1-7, FDP1-9	Nr. 3, tøjforretning	carriers, dispersionsfarvestoffer, tungmetaller	
Trykt, rødligt sengelinned af 100% bomuld, A	FIP1-2, (BLP2-3), ED, BL1, O1-2, T1-7, T9-T11, BIO1-4	Nr. 5, supermarked	fikseringsmidler, NPEO, blødgørere, opløsningsmidler, tungmetaller, biocider, (phthalater)	11
Trykt, gulligt dynebetræk af 100% bomuld, B	FIP1-2, (BLP2-3), ED, BL1, O1-2, T1-7, T9-T11, BIO1-4	Nr. 6, supermarked	fikseringsmidler, NPEO, blødgørere, opløsningsmidler, tungmetaller (inkl. Sn), biocider, (phthalater)	14
Farvet, rødligt lagen af bomuld, A	T1-7, BL1	Nr. 7, supermarked	tungmetaller, blødgørere	16
Farvet, blåt lagen af bomuld, B	T1-7, FD1, BL1	Nr. 8, supermarked	tungmetaller, Direct Blue 78, blødgørere	
Trykt, blålig dug med gule og grønne blomster, af 100% bomuld	FIP1-2, (BLP2-3), ED, BL1, O1-2, T1-7, T9-T11	Nr. 9, tøjforretning	fikseringsmidler, NPEO, blødgørere, opløsningsmidler, tungmetaller (inkl. Sn), (phthalater)	
Farvet, turkis skjorte af bomuld/polyester	T1-T7, FDP1-9, FD1	Nr. 10, tøjforretning	tungmetaller, dispersionsfarvestoffer, Direct Blue 78, carriers	
Farvet, mørkegrønt frotté-håndklæde af 100% bomuld	T1-11, BIO1-4	Nr. 11, supermarked	biocider, tungmetaller (inkl. Ba og Sn)	
Imiteret, sort læderjakke, 100% polyester m. "PVC-belægning", nylon-for	FIP1-2, (BLP2-3), FDP1-9, T1-6, C1-25, FA1-2	Nr. 12, postordre	phthalater, dispersionsfarvestoffer, tungmetaller, carriers, Acid Black 194/Acid Blue 113, (fikseringsphthalat)	
Mønstret trykt, mørkeblå bluse af 100% viskose	FIP1-2, (BLP2-3), ED, BL1, O1-2, T1-11, BIO1-4, FD1	Nr. 13, supermarked	fikseringsmidler, NPEO, blødgørere, Direct Blue 78, opløsningsmidler, biocider, tungmetaller (inkl. Ba og Sn), (phthalater)	
Mørk farvet, rødlig pyjamas af 100% silke	BIO1-4, T1-7, T9, T11	Nr. 14, supermarked	biocider, tungmetaller (inkl. Sn)	37
Mørk farvet, sort damebluse af acetat/elasthan (92/8)	FDP1-9, T1-7	Nr. 15, tøjforretning	dispersionsfarvestoffer, tungmetaller	
Farvet, sorte (lycra) strømpebuks af nylon/elasthan (82/18)	FA1-2, T1-7	Nr. 16, supermarked	Acid Black 194/Acid Blue 113, tungmetaller	
Farvede, mørkeblå sokker af uld/nylon/acryl (50/20/30)	FA1-2, T1-7	Nr. 17, supermarked	Acid Black 194/Acid Blue 113, tungmetaller	
Hvid vaskbar herreundertrøje af 100% uld	BIO1-4, T7,T9,T11	Nr. 18, JBS, stormagasin	biocider, tungmetaller (inkl. Sn)	
Farvet, brun, hvid striktrøje af bomuld/acryl (50/50)	T1-T7, T9-T11, BIO1-4	Nr. 19, supermarked	tungmetaller (inkl. Sn), biocider	
Mørk farvet, grå børnetrøje, 100% bomuld	T1-7, T9-11, BIO1-4, FD1	Nr. 20, supermarked	tungmetaller (inkl. Sn), biocider, Direct Blue 78	30
Damebukser, gullig, 100% polyester	FDP1-9, C1-25, T1-7	Nr. 21, supermarked	dispersionsfarvestoffer, carriers, tungmetaller	34
Farvet, gul T-shirt af 100% polyester med PVC-tryk	(FIP1-2), BLP2-3, BIO1-4, T1-7, FDP1-9	Nr. 22, stormagasin	phthalater, tungmetaller, dispersionsfarvestoffer, carriers	
Farvet, rødlig herreunderbukser, 100% bomuld	T1-7, T9-11, BIO1-4	Nr. 23, supermarked	tungmetaller (inkl. Sn), biocider	40

* (Brarup *et al.*, 1998)

Tabel B3.4
 Liste over ”stofnumre” mm. brugt i tabel B3.3

Stof-nummer	Enkelstof	Stofgruppe	Funktion(er)	Analysemetode	Öko-tex stof*
C1	Chlorbenzen	Chlorerede benzener	Carrier	GC-MS-pakke	-
C2	1,3-dichlorbenzen	-”-	Carrier	GC-MS-pakke	+
C3	1,4-dichlorbenzen	-”-	Carrier	GC-MS-pakke	+
C4	1,2,4-trichlorbenzen	-”-	Carrier	GC-MS-pakke	+
C5	1,2- dichlorbenzen	-”-	Carrier	GC-MS-pakke	+
C6	1,2,3-trichlorbenzen	-”-	Carrier	GC-MS-pakke	+
C7	1,2,4-trimethylbenzen	-”-	Carrier	GC-MS-pakke	-
C8	Dichlormethylbenzen	-”-	Carrier	GC-MS-pakke	-
C9	2,6-dichlortoluen	Chlorerede toluener	Carrier	GC-MS-pakke	+
C10	2,4-dichlortoluen	-”-	Carrier	GC-MS-pakke	+
C11	o-chlortoluen	-”-	Carrier	GC-MS-pakke	+
C12	Chlorerede ethylen	Chlorerede ethylen	Carrier	GC-MS-pakke	-
C13	Diphenyloxid		Carrier	GC-MS-pakke	-
C14	Methylbiphenyl	Biphenyler	Carrier	GC-MS-pakke	-
C15	2,2,4,4-tetrachlorbiphenyl	Chlorerede biphenyler	Carrier	GC-MS-pakke	-
C16	Polychlorerede biphenyler	-”-	Carrier/blødgører	GC-MS-pakke	-
C17	Pentachlorbiphenyl	-”-	Carrier/blødgører	GC-MS-pakke	-
C18	Tetrahydronaphthalen	Naphthalener	Carrier	GC-MS-pakke	-
C19	1-methylnaphthalen	Naphthalener	Carrier	GC-MS-pakke	-
C20	2-methylnaphthalen	Naphthalener	Carrier	GC-MS-pakke	-
C21	Dimethylnaphthalen (bland.)	Naphthalener	Carrier	GC-MS-pakke	-
C22	1-chlornaphthalen	Chlorerede naphthalener	Carrier	GC-MS-pakke	-
C23	Dimethylterephthalat	Phthalater	Carrier	GC-MS-pakke	-
C24	Diethylphthalat	Phthalater	Carrier	GC-MS-pakke	-
C25	Dimethylphthalat	Phthalater	Carrier	GC-MS-pakke	-
BIO1	Naphthalen	Naphthalener	Biocid/Carrier (uld især)	GC-MS-pakke	-
BIO2	Chlorphenol	Chlorerede phenoler	Biocid	GC-MS-pakke	-
BIO3	Trichlorphenol	Chlorerede phenoler	Biocid,	GC-MS-pakke	+
BIO4	Pentachlorphenol	Chlorerede phenoler	Biocid	GC-MS-pakke	+
BL1	Kvaternære amoniumsalte	Kvaternære amoniumsalte	Blødgører/biocid/deterg.	GC-MS-pakke	-
BLP2	Dibutylphthalat	Phthalater	Blødgører v. PVC-tryk	GC-MS-pakke	-
FIP1	Butylbenzylphthalat	Phthalater	Fikseringsmiddel, tryk	GC-MS-pakke	-
FIP2	Diethylhexylphthalat (DEHP)	Phthalater	Fikseringsmiddel, blødgører v. PVC-tryk	GC-MS-pakke	-
O1	p-chloro-m-cresol	Chlorerede cresoler	Opløsningsmiddel	GC-MS-pakke	-
O2	Hexachlorbutadien	Chlorerede alkener	Opløsningsmiddel	GC-MS-pakke	-
ED	Nonylphenoethoxylater	Nonionisk tensid	Emulgator/dispersg, tryk	GC-MS-pakke	-
T1	Cr	Tungmetal	Komp. i visse farvestoffer/ pigmenter, fiksering, farvning. Urenhed i farvestoffer/pigmenter	ICP-MS	+
T2	Cu	Tungmetal	Komp. i visse farvestoffer/ pigmenter, biocid, fiksering, farvning /uld. Urenhed i farvestoffer/pigmenter	ICP-MS	+
T3	Ni	Tungmetal	Komp. i visse farvestoffer/ pigmenter. Urenhed i farvestoffer/pigmenter	ICP-MS	+
T4	Co	Tungmetal	Komp. i visse farvestoffer/ pigmenter, dog mindre udbredt end. Urenhed i farvestoffer/ pigmenter	ICP-MS	+

Stof-nummer	Enkelstof	Stofgruppe	Funktion(er)	Analysemetode	Öko-tex stof*
T5	Pb	Tungmetal	Metalforurening, fiberprod. Komp. i visse pigmenter. Urenhed i farvestoffer/pigmenter	ICP-MS	+
T6	Cd	Tungmetal	Metalforurening, fiberprod. Komp. i visse pigmenter	ICP-MS	+
T7	Zn	Tungmetal	Katalysator, Krølægthed Fiksering, farvning (uld) Imprægnering, vandafvis. Biocid Komp. i visse farvestoffer/ pigmenter. Urenhed i farvestoffer/pigmenter	ICP-MS	-
T8	Ba	Tungmetal	Appretur (hvidt), matering af viskose Komp. i visse pigmenter Urenhed i farvestoffer/pigmenter	ICP-MS	-
T9	Sn	Tungmetal	Biocid Metalforurening, fiberprod. Urenhed i farvestoffer/pigmenter	ICP-MS	-
T10	As	Tungmetal	Afløvningsmiddel, bomuld Urenhed i farvestoffer/pigmenter	ICP-MS	+
T11	Hg	Tungmetal	Biocid, forurening i Kautisk soda Urenhed i farvestoffer/pigmenter	ICP-MS	+
FDP1	Disperse Blue 124		Farvestof	TLC	+
FDP2	Disperse Red 1	Monoazo	Farvestof	TLC	+
FDP3	Disperse Yellow 3	Monoazo	Farvestof	TLC	+
FDP4	Disperse Orange 3		Farvestof	TLC	+
FDP5	Disperse Red 17		Farvestof	TLC	+
FDP6	Disperse Black 1	Monoazo	Farvestof	TLC	-
FDP7	Disperse Blue 106		Farvestof	TLC	+
FDP8	Disperse Orange 76		Farvestof	TLC	+
FDP9	Disperse Yellow 9		Farvestof	TLC	+
FD1	Direct Blue 78	Triazo	Farvestof	TLC	-
FA1	Acid Black 194	Metalkompleks	Farvestof	TLC	-
FA2	Acid Blue 113	Diazo	Farvestof	TLC	-

* Öko-Tex Standard 100 (Ökotex, 1997)

B3.2 Kemiske analyser

B3.2.1 Analysemetoder

GC-MS screening for udvalgte organiske forbindelser i tekstiler

Til bestemmelse af indholdet af udvalgte, organiske stoffer i tekstilerne blev tekstilerne ekstraheret og analyseret.

Ca. 5 g prøve ekstraheres 24 timer ved soxhlet-ekstraktion med 200 ml acetone spiket med isotopmærkede interne standarder (svarende til ca. 1 mg/kg prøve). Ekstrakterne opkoncentreres herefter til ca. 2 ml ved indampning. En blindprøve blev fremstillet på tilsvarende måde.

De resulterende ekstrakter blev herefter analyseret ved kapillarkolonne-gaschromatografi kombineret med masse spektrometrisk detektion (GC-MS).

For analyse af tetra- og pentachlorphenol blev en mindre del af det opkoncentrerede ekstrakt derivatiseret med trimethylsulfoniumhydroxid (TMSH) inden analyse.

Indholdet blev kvantificeret over for eksterne standarder af de relevante forbindelser fremstillet i solvent indeholdende isotopmærkede interne standarder.

Detektionsgrænser for enkeltstoffer udgjorde 0,1-10 mg/kg tekstil og for blandinger (f.eks. alkylphenolethoxylater og PBB'er) 5-20 mg/kg tekstil.

Analyse for udvalgte farvestoffer i tekstiler

Analysen blev udført efter Öko-tex metode M4 ved ekstraktion af prøverne og efterfølgende tyndtlagschromatografi (TLC)-analyse af ekstrakterne. Til analyse af forbindelserne Direct Blue 78, Acid Black 194 og Acid Blue 113 benyttes envidere løbevæske bestående af methyl *tert*-butylether (MTBE) og methanol i forholdet 3:1. Detektionsgrænsen er angivet til 0,006% vægtprocent i tekstilet.

Analyse for specificerede grundstoffer (metaller) i tekstiler

Prøveforberedelse og præparation

Tekstilprøverne blev udklippet i 0,5 x 0,5 cm store stykker, og en repræsentativ delmængde blev efterfølgende anvendt.

0,5 g prøve blev i teflonbeholder tilsat 10 ml 14 M HNO₃ (Merck Suprapur) og opvarmet i autoklave. 630 W i 5 min, 0 W i 10 min og 500 W i 20 min. Trykket blev reguleret til 125 psi. Efter afkøling blev 50 ml Milli-Q plus vand tilsat hver prøve. Der blev foretaget 2 præparationer for hvert tekstil og blindprøver blev fremstillet tilsvarende.

For analysen af Ba og Sn blev 0,5 g prøve i bægerglas befugtet med 2 ml koncentreret HNO₃ (Merck Suprapur), og glasset blev forsynet med urglas og opvarmet til 500°C over 3 timer og holdt ved denne temperatur i 2 timer. Nedkøling til 25°C blev foretaget over 24 timer og foraskningsresten blev opløst i 7 ml koncentreret HCl og fortyndet til 20 ml med demineraliseret vand. Der blev foretaget 2 præparationer for hver prøve, og blindprøver blev fremstillet tilsvarende.

Analyse ved flow injection induktivt koblet plasma massespektrometri (FI-ICP-MS)

Prøveopløsningerne blev analyseret for As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sn og Zn ved FI-ICP-MS med Ge, Rh og Re som interne standarder. Kvantificeringen blev foretaget over for eksterne standarder i 2,8 M HNO₃ med Ge, Rh og Re som interne standarder. Blanksolventet var 2,8 M HNO₃ med Ge, Rh og Re som interne standarder, mens carrier solventet var 1,75 M HNO₃. Prøveindføringen blev foretaget ved flowin-

jection analyse med on-line tilsætning af interne standarder, blank, blindprøver og prøver under anvendelse af to 250 ml loops. Som standarder blev 100 mg/l Perkin Elmer MS-2 blandingsstandard fortyndet med 2,8 M HNO₃ anvendt.

Analyse ved induktivt koblet plasma atomemissionsspektrometri (ICP-AES)

Prøveopløsningerne blev analyseret for Ba ved (ICP-AES). Kvantificeringen blev foretaget over for eksterne standarder i 4,2 M HCl. Basissolventet var 4,2 M HCl. Standarder blev fremstillet ud fra 10.000 mg/l NIST stamopløsning ved fortynding med 4,2 M HCl.

Detektionsgrænser for metalanalyserne udgjorde 25-500 µg/kg tekstil (afhængigt af metal), og standardafvigelsen på dobbeltbestemmelserne (%RSD) udgjorde typisk mindre end 20%. I de tilfælde, hvor standardafvigelsen på dobbeltbestemmelserne overskrider 20%, er resultatet af begge enkeltbestemmelser angivet (se tabel B3.5).

B3.2.2 Analyseresultater

Resultatet af de udførte analyser fremgår af tabel B3.5.

Tabel B3.5

Kemikalieindhold i analyserede tekstiler (mg/kg)

Tekstil	Carrier	Biocid	Blødgørere og fikse-ringsmidler	Op-løsn.midler	Disp. midler (NPEO) #	Ba	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Zn	As	Cd	Sn	Pb	Farve-stoffer	Arylaminer mm.
Nr. 1: Blålig, farvet børnesweatshirt af 100% bomuld med PVC-tryk	-	<0,1-2	Phthalater total (11.900)* Heraf DEHP (1.000), Butylbenzyl phthalat (340) og dibutylphthalat (7)	-	-	-	<0,1	20	170	<0,025	0,50-0,73	5,9	<0,3	18	(<0,3)-0,36	90	i.f. (DBL78)	i.f.
Nr. 2: Mørkeblå, farvet, vaskbar habitbuks af polyester/uld	Trichlorbenzener (1,7) Dimethylphthalat (0,3)	- Nikotin (1)	-	-	- 34 (n=1-3)	-	0,12	250	2,5	<0,025	<0,5	33	9-20	<0,1	<0,3	0,57	i.f. (Disp.) (ABK194) (ABL113)	6-brom-2,4-dinitroanilin (68) 2-brom-6-chlor-4-nitroanilin (13) 6-chlor-2,4-dinitroanilin (3) 3,5-dinitrobrombenzen (2)
Nr. 3: Rødlig, farvet nederdel af polyester/uld	<0,1-5	- Nikotin (0,5)	-	-	-	-	1,24	34	0,9	<0,025	<0,5	20	<0,3	<0,1	<0,3	<0,3	i.f. (Disp.)	2-cyano-4-nitroanilin (3) 2-chlor-4-nitroanilin (2) N-butylbensensulfonamid (2)
Nr. 5: Trykt, rødtligt senge-linned af 100% bomuld, A (nr. 11 i AZO-rap.)	-	<0,1-2	<0,2-5	<0,2-0,5	<5 (n=1-3)	-	<0,1	0,76	7,1-11,5	<0,025	(<0,5)-0,73	4,3-9,9	<0,3	0,10-0,14	(<0,3)-0,7	<0,3	-	6-methyl-3-nitroanilin (64) p-chloranilin (18) 4-methyl-3-nitroanilin (6) p-nitrotoluen (6)
Nr. 6: Gulligt, farvet dynebe-træk af 100% bomuld, B (nr. 14 i AZO-rap)	-	<0,1-1 Nikotin (0,5)	<0,2-5	<0,2-0,5	<5 (n=1-3)	-	0,43	0,54	280	<0,025	3-4,2	4,3	<0,3	<0,1	<0,3	<0,3	-	6-methyl-3-nitroanilin (7) p-chloranilin (4) 4-methyl-3-nitroanilin (1-2) p-nitrotoluen (1)
Nr. 7: Rødtligt, farvet lagen af 100% bomuld, A (nr. 16 i AZO-rap.)	-	-	Kvaternær ammonium: <5	-	-	-	<0,1	<0,5	0,43-0,62	<0,025	<0,5	2,4	<0,3	<0,1	<0,3	<0,3	-	-
Nr. 8: Blåt, farvet lagen af bomuld, B	-	-	Kvaternær ammonium: <5	-	-	-	<0,1	<0,5	320	<0,025	<0,5	3,1-7,2	<0,3	<0,1	(<0,3)-1,4	0,25-0,47	i.f. (DBL78)	-
Nr. 9: Trykt (blå/gul/grøn) dug af 100% bomuld	-	-	Kvaternær ammonium: 120 ** Phthalater: <0,2-5	<0,2-0,5	<5 (n=1-3)	-	<0,1	<0,5	56-76	<0,025	<0,5	2,3-6,5	<0,3	<0,1	0,65-15	0,73	-	i.f.

Tekstil	Carrier	Biocid	Blødgørere og fikseringsmidler	Op-løsn.midler	Disp. midler (NPEO) #	Ba	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Zn	As	Cd	Sn	Pb	Farvestoffer	Arylaminer mm.
Nr. 10: Turkis, farvet skjorte af bomuld/polyester	Tetrachlorethylen (55) Biphenyl (0,8)	- Nikotin (0,6) Naphthalen (0,9)	-	-	-	-	0,10-0,21	0,89	64	<0,025	1,9	12,2	<0,3	<0,1	<0,3	1,6	i.f. (Disp.) (DBL78)	N-butylbensulfonamid (2)
Nr. 11: Mørkegrønt, farvet frottéhåndklæde af 100% bomuld	-	<0,1-0,5	-	-	- 85 (n=1-3)	4,3	<0,1	<0,5	0,56	<0,025	<0,5	3,4-10,7	<0,3	<0,1	<0,3	<0,3	-	i.f.
Nr. 12: Sort, imiteret læderjakke, 100% polyester m. "PVC"-belægning, nylon-for	<0,1-5	-	Phthalater: <0,2-5	-	-	-	4,3	<0,5	0,41-0,56	<0,025	(<0,5)-0,66	1,4-4,9	11	(<0,1)-0,27	61	0,33	i.f. (Disp.) (ABK194) (ABL113)	2,4-toluendiisocyanat (2,4-TDI) (48) 6-brom-2,4-dinitroanilin (18) 2,6-dichlor-4-nitroanilin (9) 6-chlor-2,4-dinitroanilin (5)
Nr. 13: Mørkestret, mørkeblåt trykt bluse af 100% viskose	-	<0,1-0,5 Nikotin (4)	<0,2-5	<0,2-0,5	<5 (n=1-3)	3,1	110	220	0,82	0,048	0,65-1,9	10,2	0,12-0,37	0,64	0,54	5,2	i.f. (DBL78)	N-butylbensulfonamid (27) N-methyltoluensulfonamid (2)
Nr. 14: Mørk, rødlig farvet pyjamas af 100% silke (nr. 37 i AZO-rap.)	-	<0,1-0,5 Nikotin (0,8)	-	-	-	-	3,2	13	2,1	0,044	<0,5	10,7	<0,3	<0,1	0,27-0,36	0,4	-	Diphenylamin (36) N-butylbensulfonamid (5) Acridin (5) N-ethyltoluensulfonamid (4) Methyldiphenylamin (2) (1-chlorododecyl)benzen (1) (1-chlor-1-methylundecyl)benzen(1) 2-chlor-4-nitroanilin (0,5)
Nr. 15: Mørk (sort), farvet damebluse af acetat/elasthan	-	-	-	-	-	-	(<0,1)-0,14	<0,5	0,73-2,1	<0,025	<0,5	910	0,14-0,63	(<0,1)-0,48	(<0,3)-7,1	0,35	i.f. (Disp.)	-
Nr. 16: Sort farvet strømpebuks af nylon/elasthan	-	-	-	-	-	-	<0,1	1.140	0,53-1,3	<0,025	<0,5	0,85-4	<0,3	<0,1	(<0,3)-5,9	<0,3	i.f. (ABK194) (ABL113)	-
Nr. 17: Mørkeblå farvede sokker af uld/acryl	-	-	-	-	-	-	0,35	210	18	0,031	<0,5	43	0,3	(<0,1)-0,11	<0,3	0,41-0,57	i.f. (ABK194) (ABL113)	-
Nr. 18: Hvid, vaskbar herreundertrøje af 100% uld	-	o-chlorphenol (3,9)	-	-	-	-	<0,1	<0,5	2,8	<0,025	<0,5	72	<0,3	<0,1	9-15	<0,3	-	2,4-dichlorbenzylalkohol (1)

Tekstil	Carrier	Biocid	Blødgørere og fikseringsmidler	Op-løsn.midler	Disp. midler (NPEO) #	Ba	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Zn	As	Cd	Sn	Pb	Farvestoffer	Arylaminer mm.
Nr. 19: Brun/hvid farvet striktrøje af bomuld/acryl	-	o-chlorphenol (3,6) Nikotin (16)	- Kvaternær ammonium: (25)	-	-	-	<0,1	<0,5	0,8-2,4	<0,025	<0,5	5,8-10,6	0,29-0,39	0,10-0,32	<0,3	<0,3	-	2-chlor-4-nitroanilin (1)
Nr. 20: Mørk/grå farvet børnetrøje i 100% bomuld (nr. 30 i AZO-rap.)	-	o-chlorphenol (3,9)	-	-	-	-	<0,1	<0,5	0,67	<0,025	<0,5	3,3-4,5	<0,3	(<0,1)-0,11	<0,3	<0,3	i.f. (DBL78)	2,6-dichlor-4-nitroanilin (4) 6-brom-2,4-dinitroanilin (3) 2-chlor-4-nitroanilin (3) Isoquinolin (0,9)
Nr. 21: Gullige, farvede damebukser i 100% polyester (nr. 34 i AZO-rap.)	2-Methylnaphthalen (0,3) Biphenyl (0,2)	-	-	-	-	-	<0,1	<0,5	0,40-0,68	<0,025	(<0,50)-0,57	2,0-9,5	<0,3	(<0,1)-0,2	<0,3	0,32	i.f. (Disp.)	p-nitroanilin (64) 4-chlor-2-nitroanilin (13) 2-chlor-4-nitroanilin (2)
Nr. 22: Gul farvet T-shirt af 100% polyester med PVC-tryk	1,2,4-trimethylbenzen (42) Dimethylphthalat (0,4) Diethylphthalat (2,3)	Naphthalen (1)	Dibutylphthalat (13) DEHP (4)	-	- 26 (n=2-3)	-	2,9	<0,5	50	<0,025	<0,5	0,47-3,9	<0,3	<0,1	34	0,45	i.f. (Disp.)	p-nitroanilin (110) C ₃ -alkylbenzener (110) *** C ₄ -alkylbenzener (70) Indan (6) m-nitroanilin (3) Nitrobenzen (2) Methylindan (2) 2,4-toluendiisocyanat (2,4-TDI) (1)
Nr. 23: Rødlige farvede herreunderbukser i 100% bomuld	-	o-chlorphenol (3,9) Nikotin (1-2)	-	-	-	-	0,37-0,69	<0,5	0,52-3,6	<0,025	<0,5	2,9-4,7	<0,3	(<0,1)-0,11	<0,3	<0,3	-	2,6-dichlor-4-nitroanilin (2) p-nitroanilin (1) Isoquinolin (0,5)

- : Ikke analyseret (dog er tekstilprøve nr. 1-6, 9-14 og 18-23 alle på screeningsbasis analyseret for organiske stoffer (ekskl. farvestoffer), selvom der som udgangspunkt ikke blev analyseret specifikt for de enkelte stoffer)
- i.f.: Ikke fundet
- *: Prøven indeholder desuden en isomerblanding af diisooctyl-, diisononyl- og diisodecylphthalater. Indhold (inkl. DEHP) er på ca. 6.800 mg/kg, hvoraf diisooctylphthalater (inkl. DEHP) og diisononylphthalater hver udgør ca. 40-45%, mens diisodecylphthalater udgør ca. 10-15%. Endvidere indeholder prøven benzyloctylphthalat, ca. 5.100 mg/kg.
- ** : Bestående af N,N-dimethyl-N-benzyl-N-dodecylammoniumchlorid og N,N-dimethyl-N-benzyl-N-tetradecylammoniumchlorid i forholdet 3:1.
- ***: Værdien er inkl. 1,2,4-trimethylbenzen
- Farvestoffer: Der er ikke fundet indhold af de udvalgte farvestoffer i de analyserede prøver. Tekst i parentes angiver hvilke farvestoffer, der er analyseret for: Disp.: Dispersionsfarvestoffer DBL: Direct Blue ABK: Acid Black ABL: Acid Blue
- Arylaminer: Talværdier i parentes angiver koncentration (mg/kg). Dette er ligeledes tilfældet i andre kolonner - f.eks. kolonnerne med overskriften Carrier og Biocid.
- #: Nonylphenoletoxylylat. Det anførte "n" i kolonnen angiver antallet af ethoxylylatgrupper (EO), der var på de konstaterede kortkædede NPEOer.

Der er analyseret for de stoffer, som fremgår af tabel B3.4. Herudover er GC-MS chromatogrammerne for prøve nr. 1-6, 9-14 og 18-23 kigget igennem for ”beslægtede” stoffer dvs.:

- Halogenerede organiske forbindelser generelt (aromater, alifater m.v.) - herunder polyhalogenerede biphenyler (PBB)
- Substituerede/isomere forbindelser af de stoffer der er analyseret for (f.eks. 1,2-dichlornaphthalen, alkylerede forbindelser) samt nikotin
- Aromatiske aminer (halogenerede og ikke-halogenerede): Aniliner, benzidiner, naphthylaminer (beta, aminodiphenyler. Der er herunder søgt efter de aromatiske aminer, der blev analyseret for i AZO-projektet (Brarup *et al.*, 1998) svedekstraktioner - herunder de 20, der er mistænkt for at være kræftfremkaldende. Endvidere er N,N-dimethyl-4-aminoazobenzene (CAS nr. 60-11-7) og Disperse Black 1, C.I. 11365 (p-aminoanilin-4-azonaphthylamin) inddraget.
- Phthalater generelt samt alkylphenoletoxylater med op til tre ethoxylatgrupper (1-3EO)
- Naphthalener/naphtholer (sulfonerede og andre afledte) samt benzen-sulfonsyrederivater (f.eks. aminobenzensulfonsyre)

Bilag 4: Udvaskningsforsøg

B4.1 Vaskeforsøg

B4.1.1 Forforsøg til vaskeforsøg

Forforsøg til bestemmelse af afsmitning af metaller fra vaskeudstyr

For at sikre at der ikke ville blive problemer med afsmitning af metaller fra lauder-o-metrene, blev afsmitningen undersøgt, før forsøget blev påbegyndt. Der blev lavet 2 forsøg, et uden tekstil (Blind 1-UT) og et med et neutralt tekstil (Blind 1-MT), hvor den normale procedure for vask i lauder-o-metrene (ISO 105-C06:1994(E)) blev gennemført. Der blev anvendt almindeligt ionbyttet vand til forsøgene. I forsøget uden tekstil blev der ved analyse med ICP-MS fundet zink i en koncentration lige omkring detektionsgrænsen, mens der i forsøget med neutralt tekstil blev fundet barium, zink og tin i koncentrationer lige omkring detektionsgrænsen. Koncentrationen af alle andre metaller var under detektionsgrænsen (se tabel B4.1).

Forforsøg til bestemmelse af indholdet af metaller i vaskepulver

Der blev ligeledes lavet et forforsøg til bestemmelse af eventuelle metaller i det vaskemiddel, der skulle bruges til vaskeforsøgene (ECE-vaskemiddel). 4 g ECE-vaskepulver blev opløst i 1 l MilliQ vand, svarende til den koncentration, der anvendes ved vaskeforsøgene, og analyseret for metaller med ICP-MS. Der blev lavet 2 analyser, hvor opløsningen i den ene blev filtreret inden destruktion, mens der ikke blev filtreret i den anden. I ingen af prøverne blev der fundet metaller i koncentrationer, der oversteg detektionsgrænsen.

Tabel B4.1

Analyseresultater fra forforsøg til vaskeforsøg

Prøve	Metal										
	Ba	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Zn	As	Cd	Sn	Pb
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	NB:mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Blind 1 UT (uden tekstil)	<100	<10	<20	<300	<3	<200	1	<20	<3	<30	<50
Blind 1 MT (med tekstil)	100	<10	<20	<300	<3	<200	1	<20	<3	48	<50
ECE-detergent, 4 g/l	<100	<10	<20	<300	<3	<200	<1	<20	<3	<30	<50
ECE-detergent, filtreret, 4 g/l	<100	<10	<20	<300	<3	<200	<1	<20	<3	<30	<50

Tabel B4.1 angiver koncentrationerne af metaller i blindprøver til check af metal afsmitning fra Launder-o-metre og i ECE detergentopløsning (4 g/l).

B4.1.2 Procedure for vaskeforsøg

Tekstilprøverne til vaskeforsøg blev udklippet af tekstilet på en sådan måde, at de udgjorde et repræsentativt udsnit af tekstilet. Det vil sige, at hvis der var tryk på 10% af tekstilets areal, blev prøven udklippet, så den vægtmæssigt bestod af 10% betrykt areal og 90% ikke betrykt.

Vask af tekstilprøverne blev udført efter ISO Standard: ISO 105-C06:1994(E), testnumre A1S og C1S. Der blev foretaget én vask og ét skyl, og vandet fra vasken og skyllet blev blandet og gemt til analyse. Tekstilet blev vredet efter skyl.

Vasken blev foretaget i Launder-o-metre, der er små rustfri stålkar på 550 ml. Der blev for alle tekstilprøverne anvendt et flotteforhold på 1:4 under vasken og det samme under skylningen. Der blev for de fleste af tekstilprøverne anvendt ca. 80 g tekstil og 320 ml vand til vasken og 320 ml vand til skyllet. Det gav i alt ca. 640 ml væske til analyse (se tabel B4.2). Der blev ikke anvendt noget neutralt tekstil ved vasken, men rustfrie ståløgler (10-25 stk. pr. kar) i henhold til standarden (test nr. A1S og C1S). Der blev anvendt et standard vaskemiddel ECE, som beskrevet i ISO 105-C06, og der blev ikke anvendt skyllemiddel. Tekstilerne blev vasket ved de anbefalede temperaturer (i henhold til vaskeanvisningen på tekstilmærket), dvs. 30°C, 40°C eller 60°C (se tabel B4.2). Vasken varede i 30 minutter og skylletrin i 5 minutter.

Udvaskningen blev foretaget med tekstilprøver fra tekstilerne 1-23 (nr. 4 er udgået). Herudover blev der lavet 3 blindprøver (B1, B2 og B3) ved at gennemføre udvaskningen uden tekstil.

Ifølge ISO 105-C06:1994(E) indeholder det anvendte ECE-vaskemiddel: Lineær natriumalkylbenzensulfonat (LAS), ethoxileret tallowalkohol, natriumsæbe, natriumtripolyfosfat, EDTA, carboxymethylcellulose, ethylendiamintetraeddikesyre og forskellige salte.

ECE-vaskemidlet blev analyseret for eventuelt indhold af nonylphenolet-hoxylat (se nedenfor for analysemetode). Der kunne med en detektionsgrænse på 0,005 mg NPEO/g vaskepulver ikke konstateres indhold af NPEO i vaskepulveret.

Tabel B4.2*Betingelser under de udførte vaskeforsøg*

Tekstil nr.	Vaske-anvisning (C)	Afvejet vægt tekstil (g)	Vask			Skyl		Vask og skyl, total		
			Afvejet vaskevand (g)	Flotteforhold (1:)	Ca. volumen efter vask (ml)	Afvejet skyllevand (g)	Flotteforhold (1:)	Væskemængde tilsat (g)	Flotteforhold tilsat (1:)	Ca. prøvolumen total (ml)
1	40	80,00	320,10	4,00	150	320,6	4,01	640,7	8,01	300
2	40	80,10	320,30	4,00	250	322,7	4,03	643,0	8,03	500
3	<u>40</u> (Lille fyldning)	80,00	320,60	4,01	200	320,2	4,00	640,8	8,01	425
5	60	80,04	320,03	4,00	200	323,4	4,04	643,4	8,04	450
6	60	80,02	320,05	4,00	200	320,0	4,00	640,1	8,00	450
7	60	80,00	320,20	4,00	200	320,1	4,00	640,3	8,00	450
8	60	80,05	320,10	4,00	200	320,4	4,00	640,5	8,00	450
9	<u>60</u>	80,01	320,10	4,00	250	320,8	4,01	640,9	8,01	500
10	60	80,05	320,30	4,00	200	322,1	4,02	642,4	8,02	450
11	60	80,02	320,50	4,01	200	325,6	4,07	646,1	8,07	350
12	40	50,30	201,40	4,00	150	206,5	4,11	407,9	8,11	300
13	<u>30</u>	80,30	320,20	3,99	200	323,6	4,03	643,8	8,02	400
14	30 (Håndvask)	80,00	320,10	4,00	200	321,0	4,01	641,1	8,01	400
15	30	80,30	320,40	3,99	200	321,2	4,00	641,6	7,99	400
16	40	32,95	131,80	4,00	50	131,7	4,00	263,5	8,00	150
17	40 (Uldvask)	80,05	320,20	4,00	100	322,2	4,02	642,4	8,02	300
18	40	80,00	320,60	4,01	150	320,3	4,00	640,9	8,01	300
19	40	80,10	320,40	4,00	150	323,3	4,04	643,7	8,04	400
20	40	80,05	320,20	4,00	125	320,2	4,00	640,4	8,00	300
21	40	80,01	321,30	4,02	100	320,1	4,00	641,4	8,02	350
22	30	80,20	320,20	3,99	150	322,0	4,01	642,2	8,01	400
23	<u>40</u>	25,00	100,70	4,03	50	103,1	4,12	203,8	8,15	125
B1	40	-	320,50	-	300	320,2	-	640,7	-	600
B2	40	-	320,05	-	300	320,5	-	640,6	-	600
B3	40	-	320,30	-	300	323,3	-	643,6	-	600

B4.2.3 Analyse metoder

Analyse for organiske stoffer i vaskevandet

Analysen af vaskevandet foregik ved, at ca. 50 g prøve blev spiket med isotopmærkede interne standarder (5 mg/kg prøve) og ekstraheret med 10 ml methyltertiærbutylether (MTBE). MTBEen blev skilt fra prøven ved en nedfrysning og herefter inddampet til ca. 400 µl. Blindprøver og standarder blev fremstillet på samme måde, og der blev analyseret på GC-MS som beskrevet i bilag 3. Detektionsgrænserne udgjorde 0,5-2 µg/l for enkeltstoffer og 20 µg/l for blandinger (f.eks. kortkædede alkylphenolethoxylater). For arylaminer udgjorde detektionsgrænsen 5-100 µg arylaminer/l.

Analyse for langkædede nonylphenolethoxylater (NPEO)

Princip: Vaskevandet (300 g) gøres basisk og ekstraheres med dichlormethan ved behandling på ultralydsbad og rysteapparat. Ekstrakterne tørres med vandfrit natriumsulfat, inddampes og analyseres ved væskechromatografi med massespektrometrisk detektion (LC/MS). Der kalibreres over for aktuelle analytiske standarder. Som intern standard benyttes enten en pentaethylenglycol 4-ethylphenylether (C₂PhEO₅) eller en pentaethylenglycol 4-hexylphenylether (C₆PhEO₅). Metoden bestemmer langkædede octylphenol-, nonylphenol- og alkoholethoxylater. Som en hovedregel opgives koncentrationen som summen af de enkelte komponentgrupper.

Detektionsgrænser: Detektionsgrænserne er 0,01-0,1 mg/kg TS (1-10 µg/l) for de enkelte komponentgrupper afhængig af forureningsgrad og sammensætning (enkelte alkoholethoxylater overlapper octylphenol- og nonylphenolethoxylaterne og besværliggør bestemmelsen).

Intern kvalitetskontrol: Resultatet kontrolleres ved samtidig analyse af blindprøver.

Indirekte analyse for azo-farvestoffer i vaskevandet

For at undersøge, hvorvidt azo-farvestoffer indirekte kunne analyseres ved at spalte dem i arylaminer (under reductive forhold) og kvantificere disse, blev et forsøg gennemført. Reduktionen blev foretaget ved at tilsætte 3 ml 0,2 g/l natriumdithionitopløsning til 17 g prøve og opvarme til 70°C i 30 minutter.

Eventuelle organiske stoffer i de reducerede prøver blev herefter opkoncentreret ved sorption til fastfasekolonner, eluering med methyltertiærbutylether (MTBE) og inddampning. De opkoncentrede prøver blev slutteligt analyseret ved en GC-MS screening, som beskrevet i bilag 3. Detektionsgrænsen for arylaminerne var 5-100 µg arylamin/l vaskevand.

Analyse for metaller i vaskevandet

Forbehandling: Prøverne konserveres med kvartsdestilleret salpetersyre til pH < 2 og opbevares ved stuetemperatur.

Destruktion: 40 ml prøve afmåles i glasflasker og 10 ml koncentreret kvartsdestilleret salpetersyre tilsættes. Prøveblandingen opvarmes i en autoklave til 120°C (200 kPa) i 30 minutter.

Analyse: As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Sn, Zn: De destruerede prøver analyseres ved hjælp af højtopløselig, induktivt koblet plasma massespektrometri (HR-ICPMS), idet der anvendes ekstern kalibrering og rentrumsteknik.

Hg: De destruerede prøver analyseres ved hjælp af atomabsorptionspektrometri med cold vapour teknik (CVAAS) under anvendelse af natriumborhydrid, idet der anvendes baggrundskorrektion, standardadditionsteknik og amalgamteknik.

Reference: Destruktion: Dansk Standard DS 259, DS 2210.

Måling ved HR-ICPMS: U.S. Environmental Protection Agency method 200.8 : 1991: Determination of trace elements in waters and wastes by inductively coupled plasma - mass spectrometry

Måling ved CVAAS: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 3112 B, 18th edition (1992). Perkin Elmer Analytical Methods using the MHS Mercury/hydride System 1979.

Intern kvalitetskontrol: Resultaterne er kontrolleret ved samtidig analyse af vandige referencematerialer.

B4.2.4 Analyseresultater fra vaskeforsøg

Resultatet af metalanalyserne af vaskevandet fremgår af tabel B4.3. De angivne metalkoncentrationer er i vaskevandsprøver bestående af vaskeud og 1 skyl. Alle koncentrationer undtagen Zn er i µg/l.

Tabel B.4.3*Indholdet af metaller i vaskevand fra vaskeforsøg*

Vaskeprøve fra tekstil nr.	Metal										
	Ba	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Zn	As	Cd	Sn	Pb
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	NB: mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
1		<5	20	190		<70	0,89		35	9,9	40
2	<25	<5	84	56		<70	0,94	9,9	0,55	1,9	49
3		<5	35	24		<70	1,3		0,34	2,4	11
5											
6		<5	33	190		230	0,7		1,1	12	29
7											
8		<5	13	1.600		<70	0,33		0,3	0,55	19
9		<5	14	71		<70	0,95		0,73	6,8	71
10		<5	41	200		140	2,1		0,86	9,9	180
11											
12	63	<5	19	100		<70	0,51	10	51	2.800	45
13	250	540	760	33	<0.5	<70	1,5	8	48	39	780
14		10	18	29	<0.5	<70	1		0,43	2,4	29
15	44	<5	<10	21		<70	13	6,6	0,3	4	6
16		<5	3.400	34		<70	0,79		0,4	5,5	16
17	55	<5	630	50		<70	2,7	7,8	1,5	7,1	36
18		<5	14	15		<70	6,7		1,1	24	20
19	53	<5	23	15		<70	0,89	14	1,1	3,8	11
20											
21		<5	<10	33		<70	0,49		0,6	2,1	16
22		<5	<10	61		<70	0,41		1,6	49	18
23											
B1	<25	<5	<10	31	<0.5	<70	0,21	6,3	0,15	2	11
B2	<25	<5	<10	18	<0.5	<70	0,2	5,1	0,18	2,3	4
B3	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.

i.a. Ikke analyseret for den pågældende parameter.

Analyseresultaterne, hvad angår organiske stoffer, fremgår af tabel B4.4. Analyseresultaterne af indholdet af vaskevandet i tabel B4.4 omregnet til mg udvasket stof pr. kg vasket tekstil. Tallene for metaludvaskning i tabel B4.4 er korrigeret for fund i blindprøver B1 og B2 (se tabel B4.3). For de organiske stoffer gælder det, at der kun er anført de stoffer, der blev fundet i koncentrationer over detektionsgrænsen.

Der blev i øvrigt målt pH (efter DS 287) af vaskevandsprøvene fra tekstil nr. 7, 8, 19, 22 og B1. pH værdierne var henholdsvis 9,1; 9,3; 9,2; 9,8 og 9,8.

Tabel B4.4

Analyseresultater fra vaskeforsøg (mg/kg tekstil)

Tekstil hvorfra vaskeprøve stammer	Carrier	Biocid	Blødgørere og fikseringsmidler	Opl. midl	Disp.midler (NPEO)	Ba	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Zn	As	Cd	Sn	Pb	Arylaminer mm.
Nr. 1: Blålig, farvet børnesweatshirt af 100% bomuld med PVC-tryk			Dibutylphthalat (0,70) Butylbenzylphthalat (0,45) DEHP (0,17)				<0,04	0,16	1,3		<0,56	5,5		0,28	0,06	0,26	-
Nr. 2: Mørkeblå, farvet, vaskbar habitboks af polyester/uld	Dimethylphthalat (0,13)	Nikotin (0,016)			1 EO (1,4) 2 EO (4,3) 3 EO (4,4) EO ≥ 3 (8,8)	<0,20	<0,04	0,67	0,25		<0,56	5,9	0,034	0,003	<b.v.	0,33	6-brom-2,4-dinitroanilin (0,33) 2-brom-6-chlor-4-nitroanilin (0,35)
Nr. 3: Rødlig, farvet nederdel af polyester/uld		Nikotin (0,024)					<0,04	0,28	<b.v.		<0,56	8,8		0,001	0,002	0,028	2-chlor-4-nitroanilin (0,31) N-butylbensulfonamid (0,96)
Nr. 5: Trykt, rødligt sengeinned af 100% bomuld. A (nr. 11 i AZO-rap.)																	6-methyl-3-nitroanilin (9,6) p-chloranilin (0,65) 4-methyl-3-nitroanilin (0,16) p-nitrotoluen (0,016)
Nr. 6: Gulligt, farvet dynebe-træk af 100% bomuld. B (nr. 14 i AZO-rap)							<0,04	0,26	1,3		1,8	4,0		0,007	0,08	0,17	6-methyl-3-nitroanilin (2,9) p-chloranilin (0,15) 4-methyl-3-nitroanilin (0,10)
Nr. 7: Rødligt, farvet lagen af 100% bomuld. A (nr. 16 i AZO-rap.)			Dibutylphthalat (0,52) Butylbenzylphthalat (0,040) DEHP (2,3)														-
Nr. 8: Blåt, farvet lagen af bomuld. B			Dibutylphthalat (0,44) Butylbenzylphthalat (0,064) DEHP (0,080)				<0,04	0,10	12		<0,56	1,0		0,001	<b.v.	0,09	-

Tekstil hvorfra vaskeprøve stammer	Carrier	Biocid	Blødgørere og fikseringsmidler	Opl. midl	Disp.midler (NPEO)	Ba	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Zn	As	Cd	Sn	Pb	Arylaminer mm.
Nr. 9: Trykt (blå/gul/grøn) dug af 100% bomuld							<0,04	0,11	0,37		<0,56	6,0		0,005	0,037	0,51	-
Nr. 10: Turkis, farvet skjorte af bomuld/ polyester	Tetrachlor-ethylen (0,016) Biphenyl (0,002)	Nikotin (0,37) Naphthalen (0,0056)					<0,04	0,32	1,4		1,1	15		0,006	0,062	1,4	N-butylbensulfonamid (1,4)
Nr. 11: Mørkegrøn farvet frottéhåndklæde af 100% bomuld					1 EO (24) 2 EO (240) 3 EO (270) EO ≥ 3 (52)												-
Nr. 12: Sort, imiteret læderjakke. 100% polyester m. "PVC-belægning". nylon-for						0,51	<0,04	0,15	0,61		<0,56	2,5	0,035	0,41	23	0,30	2.4-toluendiisocyanat (2.4-TDI) (0,16)
Nr. 13: Mønstreret mørkeblå trykt bluse af 100% viskose		Nikotin (0,42)				2,0	4,3	6,1	0,07	<0,004	<0,56	10	0,018	0,38	0,29	6,2	N-butylbensulfonamid (55) N-methyltoluensulfonamid (3,1)
Nr. 14: Mørk, rødlig, farvet pyjamas af 100% silke (nr. 37 i AZO-rap.)							0,08	0,14	0,04	<0,004	<0,56	6,4		0,002	0,002	0,17	Diphenylamin (22) N-butylbensulfonamid (2,6) Acridin (0,41) N-ethyltoluensulfonamid (7,5) Methyldiphenylamin (0,96)
Nr. 15: Mørk (sort), farvet damebluse af acetat/elasthan						0,35	<0,04	<0,08	<b.v.		<0,56	100	0,0072	0,001	0,015	<b.v.	-
Nr. 16: Sort, farvet strømpebuks af nylon/elasthan							<0,04	27	0,08		<0,56	4,7		0,002	0,027	0,068	-
Nr. 17: Mørkeblå, farvede sokker af uld/ nylon/acryl						0,44	<0,04	5,0	0,20		<0,56	20	0,017	0,01	0,040	0,23	-

Tekstil hvorfra vaskeprøve stammer	Carrier	Biocid	Blødgørere og fikseringsmidler	Opl. midl	Disp.midler (NPEO)	Ba	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Zn	As	Cd	Sn	Pb	Arylaminer mm.
Nr. 18: Hvid, vaskbar herreundertrøje af 100% uld							<0,04	0,11	<b.v.		<0,56	52		0,008	0,18	0,10	i.f.
Nr. 19: Brun/hvid farvet striktrøje af bomuld/acryl		Nikotin (2,3)				0,43	<0,04	0,18	<b.v.		<0,56	5,5	0,067	0,008	0,013	0,028	i.f.
Nr. 20: Mørk/grå farvet børnetrøje i 100% bomuld (nr. 30 i AZO-rap.)																	Isoquinolin (0,024)
Nr. 21: Gullige farvede damebukser i 100% polyester (nr. 34 i AZO-rap.)	Biphenyl (0,0008)						<0,04	<0,08	0,07		<0,56	2,3		0,004	<b.v.	0,068	p-nitroanilin (0,55)
Nr. 22: Gul, farvet T-shirt af 100% polyester med PVC-tryk	1.2.4-trimethylbenzen (0,010) Diethylphthalat (0,037)		Dibutylphthalat (1,1) DEHP (3,2)		2 EO (3,8) EO > 3 (31)		<0,04	<0,08	0,29		<0,56	1,64		0,012	0,38	0,084	p-nitroanilin (0,71)
Nr. 23: Rødlige, farvede herreunderbukser i 100% bomuld		Nikotin (0,11)															i.f.

-: Ikke analyseret

i.f.: Ikke fundet

b.v.: Mindre end blindværdien

Filnavn: Kemikalier i takstiler.doc
Bibliotek: C:\WINDOWS\TEMP\Kemikalier i takstiler.zip
Skabelon: C:\TEMPLATE\MST-A4.DOT
Titel: 1 Introduction
Emne:
Forfatter: VKI
Nøgleord:
Kommentarer:
Oprettelsesdato: 06-06-00 13:31
Versionsnummer: 2
Senest gemt: 06-06-00 13:31
Senest gemt af: henriette seiler hansen
Redigeringstid: 1 minut
Senest udskrevet: 26-06-00 13:47
Ved seneste fulde udskrift
Sider: 227
Ord: 81.521 (ca.)
Tegn: 464.673 (ca.)