

UMIPTEX - Miljøvurdering af tekstiler

Søren Ellebæk Laursen og John Hansen
Teknologisk Institut

Hans Henrik Knudsen og Henrik Wenzel
Instituttet for Produktudvikling, Danmarks Tekniske Universitet

Henrik Fred Larsen
DHI Vand & Miljø

Frans Møller Kristensen
DTC Dansk Toksikologi Center

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.

Indhold

FORORD	7
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	9
LIVSCYKLUSVURDERINGER AF SEKS TEKSTILPRODUKTER	9
TEKSTIL ENHEDSPROCESSER	9
EFFEKTFAKTORER	10
SUMMARY AND CONCLUSIONS	13
1 INDLEDNING	17
1.1 BAGGRUND FOR PROJEKTET	17
1.2 FORMÅL MED PROJEKTET	18
1.3 PROJEKTORGANISATION	18
1.4 RAPPORTENS OPBYGNING	18
2 VALG AF PRODUKTER TIL UMIPTEX	19
2.1 KRITERIER FOR VALG AF UMIPTEX PRODUKTER	20
2.2 ET UMIPTEX SØSTERPROJEKT OM MØBELSTOFFER I ULD	21
2.3 STYKLISTER FOR PRODUKTERNE	21
2.4 TEKSTILVIRKSOMHEDER I UMIPTEX	22
3 ENHEDSPROCESSER - PRODUKTSYSTEMETS BYGGEKLODSE	23
3.1 KORT OM UMIP- VURDERINGSMETODEN	24
4 STRATEGI FOR INDSAMLING AF DATA	27
5 UMIPTEX-DATABASENS STRUKTUR	29
6 UMIPTEX CASE HISTORIERNE	31
6.1 T-SHIRTEN, TRÆNINGSDRAGTEN OG ARBEJDSJAKKEN – CASE GRUPPE I	31
6.1.1 <i>Case for T-shirt</i>	31
6.1.2 <i>Case for træningsdragt</i>	32
6.1.3 <i>Case for arbejdsjakke</i>	33
6.2 BLUSEN, DUGEN OG GULVTÆPPE - CASE GRUPPE II	33
6.2.1 <i>Case for bluse</i>	33
6.2.2 <i>Case for dug</i>	33
6.2.3 <i>Case for gulvtæppe</i>	34
7 LITTERATUR	35
UMIPTEX-publikationer	35
UMIP-publikationer og -støtteværktøjer samt ISO 14040 serien	35
BILAG 1: EN T-SHIRT AF 100% BOMULD	37
T-SHIRTEN - SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	37
INDLEDNING	37
METODE	38
<i>Kommentarer til metode</i>	39

<i>Data</i>	40
T-SHIRTEN	40
<i>Funktionel enhed</i>	40
<i>Referenceprodukt og hovedscenarie</i>	41
<i>Produktsystem</i>	41
<i>Hovedscenarie - resultater</i>	45
<i>Kilde-identifikation</i>	47
<i>What-if simuleringer</i>	57
<i>Konsekvenser af valg hos producent</i>	57
<i>Konsekvenser af valg hos forbrugeren</i>	72
<i>Optimerede brugsfase scenarier</i>	79
BAGGRUNDSDATA	82
<i>Systemstruktur i UMIPTEX-databasen for T-shirten</i>	82
<i>Detaljer vedr. T-shirt modellen i UMIPTEX-databasen</i>	83
BILAG 2: TRÆNINGSDRAGT AF NYLON OG BOMULD	87
TRÆNINGSDRAGTEN - SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	87
INDLEDNING	88
METODE	88
<i>Kommentarer til metode</i>	90
<i>Data</i>	90
TRÆNINGSDRAGTEN	90
<i>Funktionel enhed</i>	90
<i>Referenceprodukt og hovedscenarie</i>	91
<i>Produktsystem</i>	92
<i>Hovedscenarie - resultater</i>	95
<i>Kilde-identifikation</i>	98
<i>What-if simuleringer</i>	105
<i>Konsekvenser af valg hos producenten</i>	105
<i>Konsekvenser af valg hos forbrugeren</i>	119
BAGGRUNDSDATA	126
<i>Systemstruktur i UMIPTEX-databasen for træningsdragten</i>	126
<i>Detaljer for træningsdragt modellen i UMIPTEX-databasen</i>	126
BILAG 3: ARBEJDSJAKKE AF POLYESTER/BOMULD	131
ARBEJDSJAKKEN - SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	131
INDLEDNING	131
METODE	132
<i>Kommentarer til metode</i>	133
<i>Data</i>	134
ARBEJDSJAKKEN	134
<i>Funktionel enhed</i>	134
<i>Referenceprodukt og hovedscenarie</i>	135
<i>Produktsystem</i>	136
<i>Hovedscenarie - resultater</i>	140
<i>What-if simuleringer</i>	143
<i>Konsekvenser af valg hos producenten</i>	143
<i>Konsekvenser af valg hos forbrugeren</i>	149
BAGGRUNDSDATA	155
<i>Systemstruktur i UMIPTEX-databasen for arbejdsjakken</i>	155
<i>Detaljer vedr. arbejdsjakke modellen i UMIPTEX-databasen</i>	155
BILAG 4: BLUSE AF VISKOSE, NYLON OG ELASTHAN	161
BLUSEN - SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	161
INDLEDNING	162
METODE	162

<i>Kommentarer til metode</i>	164
<i>Data</i>	164
BLUSEN	164
<i>Funktionel enhed</i>	165
<i>Referenceprodukt og hovedscenarie</i>	165
<i>Produktsystem</i>	166
<i>Hovedscenarie - resultater</i>	168
<i>What-if diskussion</i>	170
BAGGRUNDSDATA	172
<i>Systemstruktur i UMIPTEX-databasen for blusen</i>	172
<i>Detaljer vedr. bluse modellen i UMIPTEX-databasen</i>	172
BILAG 5: DUG - BOMULD OG SMUDSAFVISENDE	177
DUGEN - SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	177
INDLEDNING	178
METODE	178
<i>Kommentarer til metode</i>	180
<i>Data</i>	180
DUGEN	181
<i>Funktionel enhed</i>	181
<i>Referenceprodukt og hovedscenarie</i>	181
<i>Produktsystem</i>	182
<i>Hovedscenarie - resultater</i>	184
<i>What-if diskussion</i>	187
BAGGRUNDSDATA	190
<i>Systemstruktur i UMIPTEX-databasen for dugen</i>	190
<i>Detaljer vedr. dug modellen i UMIPTEX-databasen</i>	190
BILAG 6: GULVTÆPPE AF NYLON OG POLYPROPYLEN	195
GULVTÆPPE - SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	195
INDLEDNING	195
METODE	196
<i>Kommentar til metode</i>	197
<i>Data</i>	198
GULVTÆPPE	198
<i>Funktionel enhed</i>	198
<i>Referenceprodukt og hovedscenarie</i>	199
<i>Produktsystem</i>	200
<i>Hovedscenarie - resultater</i>	202
<i>What-if diskussion</i>	204
BAGGRUNDSDATA	205
<i>Systemstruktur i UMIPTEX-databasen for gulvtæppet</i>	205
<i>Detaljer vedr. tæppe modellen i UMIPTEX-databasen</i>	206
BILAG 7: HÅNDTERING AF KEMIKALIER I UMIPTEX	209
GENERELT OM HÅNDTERING AF KEMIKALIER I LCA	209
<i>Vurdering af kemikalier i matrix-LCA</i>	210
<i>Principper for vurderingen</i>	210
<i>Forekomst på lister</i>	211
<i>Fareklassifikation</i>	212
<i>Fremgangsmåde</i>	212
VURDERING AF KEMISKE STOFFER I UMIP-MODELLEN	213
<i>Metodegrundlag</i>	213
<i>Normalisering</i>	216
<i>Vægtning</i>	216
PESTICIDER	216

REFERENCELISTE FOR BEREGNING AF EFFEKTFAKTORER	217
BILAG 8: DATA FOR BOMULDSDYRKNING OG HØST	219
HØSTUDBYTTE	219
FORBRUG AF GØDNING	219
FORBRUG AF ANDRE KEMIKALIER	219
ENERGIFORBRUG	220
VANDFORBRUG	221
ALLOKERING	222
AFFALDSMÆNGDER	222
KEMIKALIERESTER PÅ BOMULDSFIBRE	222
REFERENCELISTE FOR DATA FOR DYRKNING OG HØST AF BOMULD	223
BILAG 9: DATA FOR SPINDING	225
ENERGIFORBRUG	225
<i>Data for spindeprocesser fra virksomhed</i>	226
REFERENCELISTE FOR SPINDING	226
BILAG 10: DATA FOR KNAPPER OG LYNLÅSE	227
KNAPPER	227
LYNLÅSE	227

Forord

Nærværende rapport er et resultat af projektet "Textilenhedsprocesdatabase – som grundlag for miljøvurdering af tekstilprodukter – UMIPTEX".

Projektet er finansieret af Rådet vedrørende genanvendelse og mindre forurenende teknologi og er gennemført af Teknologisk Institut, Tekstil, i nært samarbejde med Institutet for Produktudvikling, Vandkvalitetsinstitutet (nu DHI Vand & Miljø), brancheforeningen Dansk Textil & Beklædning samt en række virksomheder.

En særlig tak skal gives til nedenstående virksomheder, der har været direkte involveret i selve dataindsamling, og har bidraget med værdifulde data om bl.a. anvendte kemikalier, energiforbrug og affald. Uden deres indsats og engagement ville UMIPTEX-projektet slet ikke kunne gennemføres.

egetæpper a/s
J. Mørup Stof ApS
Kemotextil A/S
Sunds Velour A/S
A/S S. Thygesen
Nordisk Tekstil Produktion A/S
Kansas Wenaas A/S
Sødahl Design A/S

Projektet skal ses som et udviklingsprojekt inden for Miljøstyrelsens "Rammeprogram vedrørende udvikling og implementering af renere teknologi i tekstil- og beklædningsindustrien" og er gennemført 1998-2002.

Til projektet har der været knyttet en styregruppe med følgende medlemmer:

Anette Christiansen	Miljøstyrelsen
Ulla Ringbæk	Miljøstyrelsen
Aage K. Feddersen	Dansk Textil & Beklædning
Dennis Pedersen	SID Miljøafdelingen
Dorte Harning	Direktoratet for Arbejdstilsynet
Anne Mette Zarahariassen	Videncenter for miljøvenlige tekstiler
Søren Ellebæk Laursen	Teknologisk Institut, Tekstil
John Hansen	Teknologisk Institut, Tekstil
Hans Henrik Knudsen	Institutet for Produktudvikling
Henrik Wenzel	Institutet for Produktudvikling
Henrik Fred Larsen	DHI Vand & Miljø, nu IPU

Projektet er en videreførelse af forprojektet "Tekstil enhedsprocesdatabase - til brug for miljøvurdering og miljøforbedring af tekstilprodukter". Under forprojektet blev der udarbejdet forslag til processtruktur for en database over væsentlige processer i livsforløbet for udvalgte tekstilprodukter i UMIP-enhedsprocesdatabasen.

Sammenfatning og konklusioner

UMIPTEX-projektet har tre hovedleverancer. De er

1. Modellering af livsforløbet for seks tekstilprodukter og beregning af miljøbelastningerne forbundet hermed
2. Tilvejebringelse af knapt 500 tekstilenhedsprocesser som følger UMIP-enhedsproces dataformatet
3. Udregning af effektfaktorer på en lang række kemikalier

For hver af leverancerne foreligger et omfattende dokumentationsmateriale, som er afrapporteret i nærværende rapport.

Livscyklusvurderinger af seks tekstilprodukter

Der er i UMIPTEX udført en række LCA'er (miljøvurderinger) på tekstilprodukter. Men en omfattende og detaljeret LCA-case er ikke særlig formidlingsvenlig – kun til andre LCA-eksperter og -konsulenter.

Program for renere produkter m.v. har derfor givet støtte til et formidlingsprojekt "Formidling af UMIPTEX". I forbindelse med dette formidlingsprojekt er de seks UMIPTEX miljøvurderinger omarbejdet til seks pjecer, som hver på kun fire A4-sider og i professionelt lay-out, fortæller miljøhistorierne om de seks tekstilprodukter.

De seks miljøvurderinger omfatter:

- En T-shirt af 100% bomuld /1/
- En træningsdragt af nylon mikrofibre med bomuldsfor /2/
- En arbejdsjakke af 65% polyester og 35% bomuld /3/
- En bluse af viskose, nylon og elasthan /4/
- En dug af bomuld /5/
- Et gulvtæppe af nylon og polypropylen /6/

I nærværende rapport er redegjort i detaljer for metoder og principper anvendt i miljøvurderingerne af de 6 udvalgte UMIPTEX tekstil produkter.

Tekstil enhedsprocesser

Størstedelen af livsforløbet for tekstilprodukter er fælles for mange produkttyper, f.eks. energifremstilling, råvarefremstilling (f.eks. dyrkning og høst af bomuld), visse produktionsprocesser (som farvning af polyester), vask- og strygning i brugsfasen og forbrænding under bortskaffelsen. Det er et sådant et datagrundlag, der er blevet etableret i UMIPTEX-projektet.

UMIPTEX -projektet har været baseret på den både nationalt og internationalt anerkendte miljøvurderingsmetode UMIP - "Udvikling af Miljøvenlige Industri Produkter".

Projektet har tilvejebragt miljødata for flere hundrede processer fra "vugge til grav" i tekstilers livscyklus.

UMIPTEX miljødata, og et tilhørende PC-værktøj, giver mulighed for at sammensætte et tekstilprodukts livscyklus fra vugge til grav, proces for proces, på computerskærmen, ved en såkaldt modellering, og lade computerne regne på miljøeffekterne.

UMIPTEX miljødata og de miljøvurderinger, der kan modelleres ud fra disse, udgør således et enestående værktøj i forbindelse med f.eks. udarbejdelse og dokumentation af livscyklusanalyser og miljøvaredeklarationer.

I forbindelse med projektet "Formidling af UMIPTEX" er der også udarbejdet en folder "UMIP miljødata for tekstiler – et overblik" /7/ der giver et overblik over miljødataene, så andre har mulighed for at tage afsæt i dataene ved miljøvurdering af tekstiler.

Alle data er nu også tilgængelige i PC-værktøjet GaBi-UMIP - afløseren for UMIP-PC-værktøjet.

Effektfaktorer

For en række af normalt forekommende emissioner (udledning) samt for emissioner, som er blevet vurderet i forbindelse med tidligere projekter i UMIP-regi var der allerede effektfaktorer.

Men for en lang række af emissioner var der imidlertid ikke beregnet effektfaktorer. Hvis disse emissioner skulle kunne indgå i beregningerne af et produkts bidrag til effektkategorierne vedrørende giftvirkninger, skulle der beregnes effektfaktorer for stofferne, og disse skulle indtastes i PC-værktøjet.

I UMIPTEX case scenarierne anvendes ialt effektfaktorer for øko- og humantox for ca. 50 tekstilspecifikke kemikalier. I UMIPTEX-projektet er der derfor beregnet effektfaktorer for øko- og humantoksicitet for ca. 35 forskellige stoffer, der indgår i de ofte sammensatte kemikalier. Endvidere er ca. 20 stoffer vurderet at være uproblematisk hvad angår øko- og humantox ved afledning via renseanlæg.

For stofferne er der desuden beregnet skæbnefaktorer for tekno sfæren, dvs. sprøjtning med pesticider på landbrugsjord og afledning til renseanlæg.

For pesticiderne er beregnet skæbnefaktorer, dvs. fordelingsfaktorer på hvor stofferne ender efter sprøjtning.

På samme måde er der for ikke-pesticider beregnet skæbnefaktorer ved afledning til renseanlæg, dvs. om stofferne ender i slam, vand eller luft efter behandlingen i renseanlægget.

Ved at anvende skæbnefaktorer for tekno sfæren tages der f.eks. højde for, at spildevandsudledninger fra danske tekstilvirksomheder behandles i renseanlæg inden udledning til miljøet. F.eks. vil let nedbrydelige stoffer stort set forsvinde i renseanlægget og hermed ikke direkte belaste miljøet.

UMIP-databasen indeholdt effektfaktorer på humantoksicitet for ca. 100

stoffer og for økotoksicitet ca. 70 stoffer. Der er således tale om en væsentlig forøgelse af effektfaktorer.

Alle effektfaktorer er nu også tilgængelige i PC-værktøjet GaBi-UMIP - afløseren for UMIP-PC-værktøjet.

Summary and conclusions

The EDIPTTEX project has three main deliverables. These are

1. Modelling of the life cycle of six textile products and calculation of the connected environmental impact
2. Obtaining almost 500 textile unit processes following the EDIP unit process data format
3. Calculation of equivalency factors for a number of chemicals

For each of the deliverables extensive documentation material exists, which is published in the present report.

Life cycle assessment of six textile products

In the EDIPTTEX project a number of LCA's (environmental assessments) were carried out on textile products. But an extensive and detailed LCA-case is not particularly information friendly - only to other LCA-experts and -consultants.

The Programme for Cleaner Products etc. has therefore supported a dissemination project "Information on EDIPTTEX". In this dissemination project the six EDIPTTEX environmental assessments were transformed into six leaflets, which on only four pages each and in a professional lay-out outline the environmental profile of the six products.

The six environmental assessments include:

- A T-shirt of 100% cotton /1/
- A jogging suit of nylon micro fibres with cotton lining /2/
- A work jacket of 65% polyester and 35% cotton /3/
- A blouse of viscose, nylon and elastane /4/
- A table cloth of cotton /5/
- A floor covering of nylon and polypropylene /6/

The present report informs in detail about methods and principles used in the environmental assessments of the six selected EDIPTTEX textile products.

Textile Unit processes

The major part of the life cycle is common for many textile products, e.g. energy production, production of raw materials (e.g. growing and harvesting of cotton), certain production processes (such as dyeing of polyester), washing and ironing in the use phase and incineration during disposal. Such basic data have been established during the EDIPTTEX project.

The EDIPTTEX project has been based upon the nationally and internationally recognised environmental assessment method EDIP - "Environmental Design of Industrial Products".

The project has obtained environmental data for several hundred processes "from cradle to grave" in the life cycle of textiles.

EDIPTTEX environmental data and a PC-tool provide the possibility for combining the life cycle of a textile product from cradle to grave, process by process, on the computer screen through a so-called modelling, and letting the computers calculate the equivalency effects.

EDIPTTEX environmental data and the environmental assessments, which can be modelled based upon these data, thus represent a unique tool in connection with e.g. preparing and documentation of life cycle assessments and environmental declarations of goods.

In connection with the project "Information on EDIPTTEX" a leaflet has been prepared "EDIP environmental data for textiles - a survey" /7/, which gives an overview of the environmental data, so that others have the possibility of using the data during environmental assessment of textiles.

All data are now also available in the PC-tool GaBi-EDIP - the successor of the EDIP-PC-tool.

Equivalency factors

For a number of normally occurring emissions (discharges) and for emissions, which have been assessed in previous projects within EDIP, equivalency factors were already existing.

But for a number emissions no equivalency factors had been calculated. If these emissions were to be included in the calculations of the contribution of a product on the impact categories regarding toxicity, equivalency factors for the substances would have to be calculated, and they would have to be included in the PC-tool.

In the EDIPTTEX case scenarios equivalency factors for eco and human toxicity for approx. 50 textile specific chemicals are used. Within the EDIPTTEX project equivalency factors for eco and human toxicity have been calculated for approx. 35 different substances, which are part of the very often composite chemicals. Further approx. 20 substances are assessed as unproblematic regarding eco and human toxicity in discharge via waste water treatment plant.

Fate factors for the techno-sphere for the substances have also been calculated, i.e. spraying with pesticides on farm land and discharge to waste water treatment plant.

Fate factors for pesticides have been calculated, i.e. distribution factors regarding where the substances end up after spraying.

Similarly non-pesticides fate factors have been calculated for discharge to waste water treatment plant, i.e. whether the substances end up in sludge, water or air after waste water treatment.

By using fate factors for the techno sphere it is taken into account that waste water discharge from Danish textile factories is treated in waste water treatment plants prior to discharge to the environment. For example readily

biodegradable substances will by and large disappear in the waste water treatment plant and as such will not directly have an impact on the environment.

The EDIP database included equivalency factors on human toxicity for approx. 100 substances and on eco toxicity for approx. 70 substances. Thus an essential increase in equivalency factors.

All equivalency factors are now also available in the PC-tool GaBi-EDIP - the successor of the EDIP-PC tool.

1 Indledning

I det daglige arbejde møder virksomheder miljøkrav på forskellige niveauer. Det kan være i forbindelse med udarbejdelse og dokumentation af miljøgodkendelser, indkøberes og slutbrugeres efterspørgsel af miljødokumentation, certificering efter miljøledelsesstandarder eller dokumentation overfor godkendte miljømærker.

Budskabet i såvel "Miljøstyrelsens redegørelse om den produktorienterede miljøindsats" (Miljøstyrelsen, 1998) som i "Industri og miljø" (Dansk Industri, 1997) er, at der er et behov for at kunne miljøvurdere produkterne ved hjælp af en anerkendt vurderingsmetode, og med et datagrundlag, som gør miljøvurderingen mulig.

En både nationalt og internationalt anerkendt vurderingsmetode er UMIP-metoden, udviklet under det femårige program Udvikling af Miljøvenlige IndustriProdukter. Til at understøtte metodegrundlaget findes et EDB-beregningsværktøj og en database. I UMIP-databasen er etableret ca. 250 såkaldte enhedsprocesser, som danner datagrundlaget for at kunne modellere et produkts livsforløb og de hermed forbundne miljøbelastninger i hele livsforløbet - fra vugge til grav. Desværre indeholdt UMIP-databasen fra starten ikke data som specifikt omhandlede processer i tekstilproduktion.

En UMIP-database suppleret med data for væsentlige dele af tekstilprodukters livsforløb, vil have stor værdi for de virksomheder, der ønsker at bruge miljø aktivt i dialogen med kunder, leverandører og andre vigtige interessenter.

Men da et grundlæggende krav til den miljøinformation der gives om produktet er, at oplysningerne skal være saglige, veldokumenterede og leve op til international konsensus omkring livscyklusvurdering - altså vugge til grav betragtninger, er tidsforbruget til at etablere en sådan database stort.

Størstedelen af livsforløbet for tekstilprodukter er imidlertid fælles for mange produkttyper, f.eks. energifremstilling, transportprocesser, råvarefremstilling, visse produktionsprocesser, vask- og strygning i brugsfasen og forbrænding under bortskaffelsen. Derfor kan branchespecifikke miljødata indlejret i UMIP-databasen hjælpe virksomheden godt på vej.

Det er en sådant et datagrundlag, det er etableret i UMIPTEX-projektet.

Alle data er nu også tilgængelige i PC-værktøjet GaBi-UMIP - afløseren for UMIP-PC-værktøjet.

1.1 Baggrund for projektet

Tekstilbranchens virksomheder havde i forbindelse med bracheseminarer i 1996 og i 1997 udtrykt stor interesse for at kunne bruge UMIP-metoden i deres miljøarbejde. UMIP-metodens beregningsværktøj med tilhørende enhedsprocesdatabase indeholdt imidlertid på det tidspunkt ikke data for processer i tekstilprodukters livsforløb.

1.2 Formål med projektet

Projektets overordnede formål har været at indsamle data over væsentlige processer i livsforløbet for tekstiler. Desuden at demonstrere anvendeligheden af UMIP-metoden ved udarbejdelse af livscyklusvurderinger for 6 udvalgte tekstilprodukter.

1.3 Projektorganisation

Projektgruppen har bestået af Søren Ellebæk Laursen og John Hansen, Teknologisk Institut, Tekstil, Hans Henrik Knudsen, Institut for Produktudvikling (IPU), DTU og Henrik Fred Larsen, DHI Vand & Miljø (nu Institut for Produktudvikling).

Desuden har følgende undervejs deltaget i projektarbejdet: Henrik Wenzel, Marianne Wessnæs, Stig Irving Olsen, Rasmus Friche og Lene Gottrup, alle IPU, og Frans Møller Christensen, Dansk Toksikologi Center. I afrapporteringfasen har Christine Molin, IPU, deltaget i arbejdet med udarbejdelse og redigering af rapporten. Niels Frees, IPU har bistået med kvalitetssikring af de kapitler i rapporten, som specifikt omhandler enhedsprocesser.

Styregruppen og især UMIPTEX virksomhederne har i projektforløbet været væsentlige medspillere i skabelsen af projektets resultater.

1.4 Rapportens opbygning

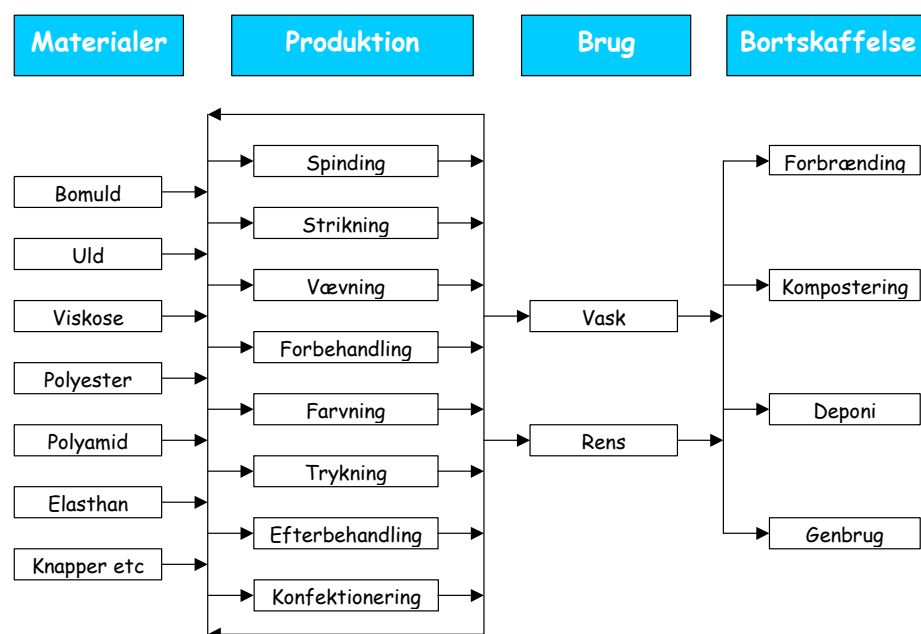
Rapportens kapitel 1 - 5 omhandler dataindsamling og udarbejdelse af enhedsprocesser, suppleret med baggrundsnotater i bilag om håndtering af kemikalier i UMIPTEX (herunder udregning af effektfaktorer) samt om data for bomuldsdyrkning, spinning og knapper/lynlåse. Baggrundsviden om øvrige materialer og processer i forbindelse med tekstilproduktion fandtes allerede hos udførende institutioner og er over årene afrapporteret og beskrevet i en lang række projekter udført for Miljøstyrelsen.

Rapportens kapitel 6 giver en overordnet indføring i datagrundlaget for de 6 miljøvurderinger. De 6 tekstile case-historier er placeret i bilag, og er opbygget således, at de kan læses hver for sig.

2 Valg af produkter til UMIPTEX

For at få etableret et repræsentativt og brugbart antal tekstil enhedsprocesser er opgaven løst ved at udvælge 6 produkter – 6 UMIPTEX-produkter - der forfølges gennem hele livscyklus.

Som det ses i procestræet i figur 2.1 udgør produktionsfasen, fra spinning af garn til og med konfektionering, en særdeles kompleks fase i livsforløbet for tekstiler. Alle slutprodukter vil i denne fase have gennemløbet flere forskellige enhedsprocesser. Som eksempel kan nævnes, at der farves på såvel fibre som metervarer som på færdigkonfektionerede beklædnings tekstiler. Produktionsfasen er også den fase, hvor den danske tekstilbranche har sine aktiviteter, og databasen må nødvendigvis derfor være meget differentieret og detaljeret for denne fase.



Figur 2.1 Grundlæggende procestræ for mange typer tekstilprodukter

For hvert UMIPTEX-produkt er der udarbejdet styklister over de delprodukter, der indgår, og et procestræ fra vugge til grav er opstillet for hvert UMIPTEX-produkt. Disse 6 UMIPTEX-produkter udgør således grundstammen i databasen, og kan danne grundlag for det videre arbejde i den del af tekstilbranchen, der afsætter færdigproducerede varer til detailhandlen.

Tabel 2.1 Oversigt over UMIPTEX-produkter

Nr.	UMIPTEX-produkter
1	En T-shirt af 100% bomuld
2	En træningsdragt af nylon mikrofibre med bomuldsfor
3	En arbejdsjakke af 65% polyester og 35% bomuld
4	En bluse af viskose, nylon og elasthan
5	En dug af bomuld
6	Et gulvtæppe af nylon og polypropylen

For hvert delprodukt i de 6 UMIPTEX-produkter er der ligeledes opstillet styklister og procestræ – og disse danner grundlag for den egentlige dataindsamling, samt for det videre arbejde på de enkelte virksomheder, der producerer delprodukterne (eller udfører en del af produktionen som f.eks. et strikkeri, farveri etc.).

Detaljer om de enkelte UMIPTEX-produkter fremgår af de 6 case-historier i bilag 1 – 6.

2.1 Kriterier for valg af UMIPTEX produkter

Da hovedparten af den danske detailhandel på tekstilområdet udgøres af importvarer, og hovedparten af den danske tekstilproduktion eksporteres, har det har ikke været et kriterie, at alle delprodukter der indgår i hvert UMIPTEX-produkt aktuelt produceres i Danmark. Den danske tekstilbranche har både produktionsanlæg og ekspertise til at producere alle delprodukter, og i de tilfælde hvor delprodukter i et UMIPTEX-produkt ikke aktuelt produceres i Danmark, er der taget udgangspunkt i produktions- og emissionsdata fra bestående danske produktionsanlæg, der kunne producere tilsvarende delprodukter.

De overordnede kriterier for valg af de 6 UMIPTEX-produkter, der udgør grundstammen i UMIPTEX databasen, har været:

- Produkterne skal samlet dække relevante fibertyper i dansk tekstilproduktion.
- Produkternes livsforløb skal omfatte miljømæssigt væsentlige forædlingsprocesser i dansk tekstilproduktion.
- Produkterne skal kunne karakteriseres som væsentlige for danske tekstilforædlingsvirksomheder – og de virksomheder der viser interesse for projektet og deltager i dataindsamling vil få meget stor indflydelse på, hvilke produkter der vælges.

Det skal være muligt at demonstrere databasens anvendelighed gennem en række relevante og tidssvarende renere teknologi scenarier - f.eks. økologisk versus konventionel bomuld og rens versus vask.

Ved udvælgelsen af UMIPTEX-produkterne indgik også følgende litteratur-referencer:

- Danmarks Statistik's varestatistik for tekstilindustrien i 1997. Statistikken er desværre lidet detaljeret bl.a. hvad angår fibertype. Varekategorien "Bluser (herunder skjortebluser), trikotage, af kemofibre til mænd/drenge" er et typisk eksempel. Produktkategorierne er endvidere i en del tilfælde meget overordnede: F.eks. er der kun en overordnet kategori for tøj til spædbørn ("Beklædningsgenstande og tilbehør").
- "Profil af den danske tøjindustri" (DTB, november 1992), indeholder en opgørelse over væsentlige produktkategorier. Også her er der anvendt overordnede produktbetegnelser, som f.eks. "børnetøj" og "kjoler".

- DTB's opdaterede produkt- og virksomhedskartotek (www.textile.dk). Kartoteket er baseret på medlemsvirksomhedernes egne oplysning om forretningsområde (fibertyper, produkter/halvfabrikata), men indeholder ingen tal på mængder eller omsætning.

Projektets styregruppe har evalueret produktudvalget ligesom det har været præsenteret ved et informationsmøde for tekstilbranchen arrangeret hos DT&B i Herning.

Kommentarer fra såvel Styregruppe som virksomhedernes resulterede i, at de 6 produkter beskrevet i tabel 2.1 blev udvalgt som UMIPTEX-produkter.

Acryl

Hos virksomhederne er der meget lille interesse for produkter af acryl, der betegnes som en marginalvare på vej ud af markedet. UMIPTEX-projektet medtog derfor ikke produkter indeholdende acryl. Der blev dog indført de seneste forhåndenværende data for acryl-fiber-produktionen i databasen, således at andre, der ønsker at arbejde med acryl-produkter, har mulighed for at arbejde videre derfra.

2.2 Et UMIPTEX søsterprojekt om møbelstoffer i uld

Kun tæppeproducenterne angiver at være interesseret i uld. Ingen producenter af beklædningsvarer produceret i uld eller blandinger heraf har vist interesse for at deltage i projektet, og flere væsentlige led i produktionskæden for uld til beklædning savnes i den danske virksomhedssammensætning.

En stor del af uldprodukters livscyklus er imidlertid omfattet af projektet "Livscyklus i salg, design og produktudvikling", som gennemførtes af tekstilvirksomheden Gabriel A/S i samarbejde med COWI og Dansk Kvalitetsrådgivning. Projektet omhandlede møbelstoffer af uld, og der blev taget udgangspunkt i UMIP-metoden.

Med baggrund i disse forhold er uldprodukter ikke inkluderet i nærværende projekt.

2.3 Styklister for produkterne

På baggrund af produktvalgene blev udarbejdet "styklister". En stykliste opregner, hvilke mellemprodukter og -processer det enkelte slutprodukt er sammensat af under produktion, brug og bortskaffelse. Styklisterne gav tilsammen et overblik over, hvilke mellemprodukter og -processer der skulle etableres enhedsprocesser for i UMIPTEX databasen.

Styklisterne blev revideret i samarbejde med relevante virksomheder, således at hvert mellemprodukt relaterede sig til tidssvarende og aktuelle processer – hver virksomhed fik således tildelt et eller flere referenceprodukter, hvorfra data blev indsamlet i samarbejde med projektdeltagerne.

2.4 Tekstilvirksomheder i UMIPTEX

Virksomheder som deltog i UMIPTEX er opført i tabel 2.2.

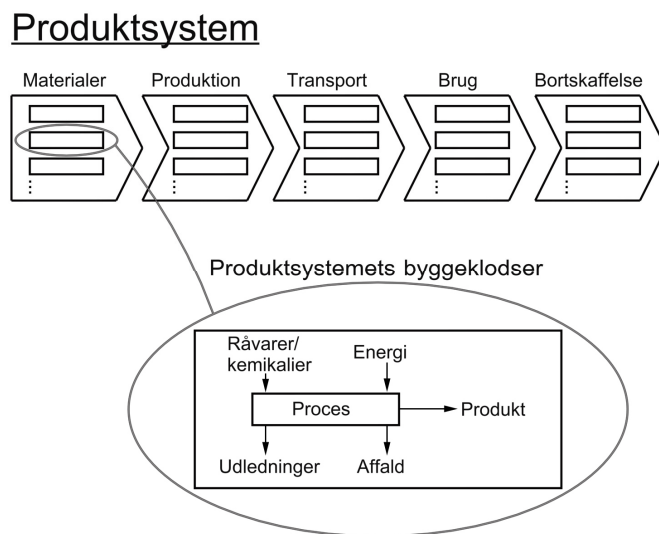
Tabel 2.2 Oversigt over UMIPTEX-virksomheder.

UMIPTEX-virksomheder	Virksomhedstype / produkter
Windfeld-Hansens Bomuldsspinderi	Spinderi/garnfarveri (forskellige garner også økologiske)
Trevira Neckelmann	Garnfarveri (garner af polyester, særligt til autotekstiler)
Sunds Velour	Strikkeri/farveri (strikkede stoffer til beklædning, velour)
S. Thygesen	Strikkeri (strikkede stoffer til beklædning)
J.Mørup Stof	Strikkeri (stoffer til beklædning, velour, også økologiske tekstiler)
Sunesens Tekstilforædling	Lønfarveri
Nordisk Tekstilforædling – Nortex	Lønfarveri
Kemotextil	Lønfarveri
Nordisk Tekstil Produktion	Konfektion/farveri/trykkeri (boligtekstiler særligt sengelinned, vævede stoffer også økologiske produkter)
Södahl Design	Konfektion/trykkeri/systue (mange produkter, fortrinsvis boligtekstiler, også økologiske tekstiler)
Egetæpper	Tæppeproducent inkl. Farveri
Dan-Floor	Tæppeproducent (inkl. farveri ved Foamtex)
Grenå Dampvæveri	Vævning og farvning af vævede varer på kontinue
Kay Borchk A/S	Konfektionering af arbejdstøj
Novotex	Producent af diverse beklædningsprodukter
Tytex	Producent af medicinske og teknisk tekstiler (skæring, special-strikning, efterbehandling)

Virksomhederne har bidraget på forskellig vis. Nogle bidrog med kommentarer til produktmodeller og processer - andre var endvidere været direkte involveret i selve dataindsamlingen og har bidraget med værdifulde data om bl.a. anvendte kemikalier, energiforbrug og affald.

3 Enhedsprocesser - produktsystemets byggeklodser

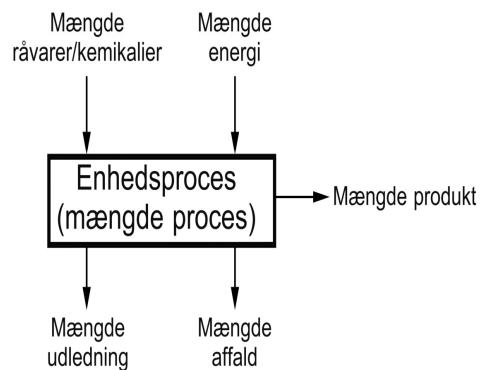
Et produkts miljøbelastninger opstår i de processer, som tilsammen udgør livsforløbet. Hele produktets livsforløb kaldes også produktsystemet. Faserne i livsforløbet: Materialer, Produktion, Transport, Brug og Bortskaffelse består hver især af en række processer, som man også kan kalde produktsystemets byggeklodser.



Figur 3.1. Produktsystemet og dets byggeklodser (processer)

Når byggeklodsen kvantificeres får den betegnelsen enhedsproces. Dvs. at data bearbejdes og relateres til en bestemt mængde af produktet fra den givne proces. Det gør data skalerbare og dermed generelt anvendelige i forskellige sammenhænge i et miljøvurderingsforløb.

Produktsystemets byggeklods, kvantificeret



Figur 3.2 Byggeklodsen relateres til en bestemt mængde og får betegnelsen "enhedsproces"

3.1 Kort om UMIP- vurderingsmetoden

Når et produkt miljøvurderes, følger man en bestemt procedure. Internationalt¹ er man blevet enige om, at en miljøvurdering skal følge de trin, som kort er forklaret i det følgende.

Målsætning

I dette trin beskrives, hvad miljøvurderingen skal bruges til, hvem der skal bruge den, og hvilke beslutninger den skal understøtte.

Afgrænsning

I dette trin beskrives, hvilket produkt der skal vurderes, og hvad produktets ydelse er, samt hvor meget der skal tages med i vurderingen. For at sikre at det er den samme ydelse, der bliver vurderet hver gang, defineres ydelsen i forhold til mængden og kvaliteten af ydelsen. Dette kaldes den **funktionelle enhed**. Det er helt afgørende for miljøvurderingens resultat, at den funktionelle enhed er defineret korrekt og præcist. Afgrænsningen indeholder også parametre som tidsmæssig, geografisk og teknologisk afgrænsning. F.eks. fastlægges, om det er moderne eller gamle produktionsmetoder, i hvilke lande produktet sælges osv.

Opgørelse

I dette trin samles og bearbejdes data fra alle processerne i produktets livsforløb, dvs. fra vugge til grav. Det er de data, som skal bruges til at opgøre forbrug og udledninger fra alle processer i produktets livsforløb. UMIP-metoden anvender en styklistestruktur for produktet, hvor materialeindhold og produktionsprocesser er nøje specificerede.

Data bearbejdes og lagres i de såkaldte **enhedsprocesser**. Dataformatet i UMIPs database for enhedsprocesser indeholder tre kategorier af informationer:

- beskrivelse af processen
- en opgørelse af processens udvekslinger (in- og output) med miljøet og endelig
- en karakterisering af datainformationerne.

UMIP-enhedsprocesdatabasen indeholder mulighed for at rette i eller oprette helt nye databeskrivelser, når det er nødvendigt. Det kan være en særdeles tidskrævende arbejdsopgave at indsamle og bearbejde data.

Vurderingen

Når opgørelsen er tilendebragt, skal den vurderes. Første trin i vurderingen er en slags oversættelse af data til de miljøeffekter, som enkelte udledninger forventes at give. Denne oversættelse kaldes **karakterisering**, og det, man regner sig frem til, kaldes **miljøeffektpotentialer**.

I UMIP-metoden vurderes miljøeffekter, ressourceforbrug og arbejdsmiljøeffekter. Hvad er ressourceforbruget? Hvor store er miljøeffekterne? For at fortolke ressourceforbrug og de forventede miljøeffekter er det nødvendigt at bringe dem på en fælles skala og bruge samme sammenligningsreference. Det kaldes **normalisering**.

¹ ISO 14040 serien

Ved normaliseringen bliver størrelsen af de forventede miljøeffekter og ressourceforbrug udtrykt i en enhed, som det er let at forholde sig til, nemlig brøkdele af den årlige belastning fra en gennemsnitsperson. Det udtrykkes i enheden **personækvivalenter** (*PE*) f.eks. for en gennemsnitspersons belastning i Danmark i 1990, og skrives som PE_{DK90} eller i verden, som skrives PE_{W90}

UMIP-PC-værktøjet understøtter denne procedure og resultaterne kan vises som let overskuelige diagrammer. Efterfølgende foretages en usikkerheds- og følsomhedsvurdering af vurderingens resultater.

I vurderingen ligger også muligheden for at fortolke resultaterne fra normaliseringen, dvs. at lave en indbyrdes sammenligning. Det kaldes **vægtning**. Hvor alvorlige er de forventede miljøbelastninger eller trækket på ressourcer, og hvad er værst, bidrag til drivhuseffekt eller til forsuring? Hvilke effekttyper er globale og hvilke er regionale, og hvad er vigtigt?

Den indbyrdes alvorlighed af miljøeffekterne udtrykkes i et sæt af vægtningsfaktorer, som afspejler de mulige konsekvenser af miljøeffekterne i forhold til hinanden. Vægtningen kan baseres både på rent miljøfaglige parametre, som kritiske tærskelværdier samt på mere holdningsprægede parametre som politisk fastsatte reduktionsmål for udledninger, som f.eks. for CO₂-udledning.

UMIP-metoden tager udgangspunkt i de eksisterende målsætninger for reduktion af forskellige former for miljøbelastninger og udtrykkes i enheden $PEM_{WDK2000}$. Det står for personækvivalent ved målsatte eller accepterede udledninger i år 2000 globalt, regionalt og lokalt.

Også vægtningsproceduren udføres i UMIP PC-værktøjet, og resultaterne illustreres, ligesom ved normaliseringen, i let overskuelige diagrammer.

Fortolkning

Den yderligere fortolkning omfatter også en vurdering af, hvorvidt resultaterne opfylder formålet med miljøvurderingen fyldestgørende.

4 Strategi for indsamling af data

For hver proces eller produktionssystem blev virksomhederne bedt om at indføre de relevante data på et datablad i Excel format. Endvidere blev virksomhederne bedt om at anføre eventuelle mangler ved data og kort forklare årsagen hertil samt at beskrive de antagelser, der blev benyttet under dataindsamling og beregninger.

Dataindsamlingen blev gennemført i henhold til et check-liste skema struktureret i:

1. Generelle informationer

2. Input

3. Output

1. Generelle informationer er bl.a. procesbeskrivelse:

- Hvor starter og stopper den beskrevne proces
- Hvilken teknologi benyttes
- Navn og mængden af reference produkt
- Gyldighedsperioden for data.

2. Input omfatter:

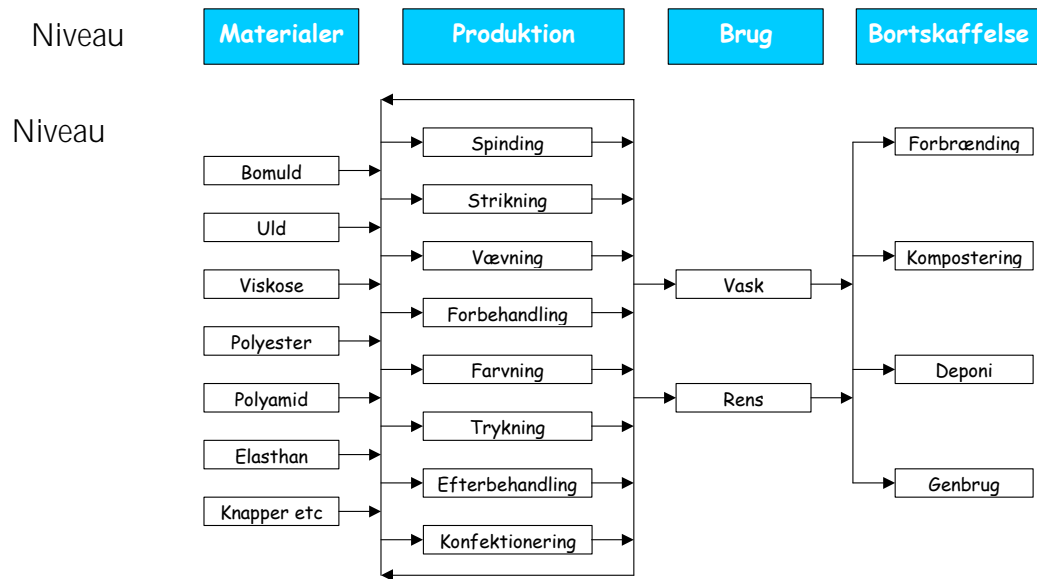
- Råmaterialer, komponenter og hjælpematerialer
- Transport
- Energiforbrug.

4. Output omfatter

- sam-produkter (ethvert materiale, som forlader processen sammen med referenceproduktet, og for hvilket der er en positiv økonomisk værdi for firmaet (modsat affald)).
- Udledning til luft
- Udledninger til vand
- Udledninger til jord
- Affald
- Transport af referenceproduktet.

5 UMIPTEX-databasens struktur

Den overordnede struktur i databasen følger strukturen i UMIP-enhedsprocesdatabasen. Strukturen kan illustreres ved nedenstående procestræ i de fire livsforløbsfaser på niveau I: Materialer, Produktion, Brug og Bortskaffelse, og på niveau II over processer i respektive faser.



Figur 5.1 Struktur og niveauer i UMIPTEX-databasen

For hver kategori på niveau II kan foreligge en yderligere detaljeringsgrad på niveau III, IV, V og så fremdeles.

Etablerede enhedsprocesser dækker fremstilling af *materialerne* bomuld, viskose, polyester, polyamid (typen PA 6.6), polypropylen og acryl. Samlet dækker disse 6 fibertyper over 90% af markedet i EU for beklædningstekstiler. For mange andre produktgrupper er de 6 fibre også blandt de dominerende. Data for elasthan var ikke tilgængelige – der er dog oprettet en proces for elasthan – hvor der er anvendt data for polyurethan – fleksibelt skum (elasthan består af 85% polyurethan). Data for standardkomponenter som lynlåse og knapper, dvs. metaller og plastmaterialer, er i stort omfang understøttet af eksisterende data i UMIP databasen.

Produktionsfasen, fra garnfremstilling til og med konfektionering, er den fase i livsforløbet, hvor den danske tekstilbranche har sine aktiviteter, og databasen er derfor meget differentieret og detaljeret for denne fase. Etablerede enhedsprocesser i projektets database er verificerede og er repræsentative for branchen. 16 virksomheder fra alle led i produktionskæden har været inddraget, en til to repræsentative virksomheder indenfor hvert af områderne spinding, vævning, strikning, farvning, trykning, efterbehandling og konfektionering. Der har ikke været foretaget direkte målinger af f.eks. energiforbrug eller spildevandsanalyser i projektet. Energiforbrug har kunnet

dokumenteres i tilstrækkeligt omfang ved at beregne energiforbrug til opvarmning og tørring samt ved at aflæse de enkelte motorers energiforbrug på deres mærkeplade. Spildevandets sammensætning er dokumenteret ved at tage udgangspunkt i de anvendte recepter, kombineret med den forhåndenværende viden om de enkelte kemikaliers skæbne gennem produktionen og i renseanlæg. Verifikation af disse data er foretaget ved energi- og massebalancer over virksomhedens totale energiforbrug og foreliggende spildevandsanalyser.

De enhedsprocesser, der er etableret i databasen for *brugsfasen*, er standardvedligeholdelsesprocesser hvor ressourceforbrug og miljøpåvirkninger er beregnet og verificeret af Teknologisk Institut, Tekstil.

Miljøvurderingseksempler udarbejdet på grundlag af projektets database har identificeret levetiden af tekstilerne som en afgørende faktor for miljøvurderingen. Teknologisk Institut, Tekstil, har med baggrund i centrets store viden om tekstile stoffer og materialer og i samarbejde med deltagende virksomheder defineret realistiske levetider for produkterne.

Bortskaffelsesdata i projektets database er opgjort efter gældende praksis for LCA.

Emissioner ved forbrænding er beregnet på baggrund af fibrenes kemiske sammensætning.

Da tekstilbranchen anvender et meget stort antal forskellige kemikalier i produktionen, såvel enkeltkemikalier som blandingsprodukter, er der foretaget mange valg undervejs i projektet. For alle kemikalier er der fra starten af projektet indført den afgrænsning, at produktionen af kemikalierne ikke er omfattet af UMIPTEX. Endvidere har arbejdsmiljø heller ikke været omfattet.

Der er indarbejdet data for humantoksicitet og økotoksicitet for i alt 50 forskellige kemikalier. I det omfang det har været nødvendigt, er kemikalienavne anonymiseret og optræder ved generelle navne. Det er meget svært, hvis overhovedet muligt, at få tilstrækkelige oplysninger til en livscyklusvurdering fra kemikalieleverandører og producenter. Der er i projektet foretaget kemikalievurdering på et teoretisk niveau iht. anerkendte metoder, der anvendes i UMIP metoden.

En nærmere redegørelse for principper for vurderinger af kemikalier kan findes i bilag 7: "Håndtering af kemikalier i UMIPTEX".

6 UMIPTEX case historierne

De 6 case-historier (miljøvurderinger - LCAer) er af meget varierende omfang. De kan opdeles i to hovedgrupper – med variationer indenfor de to hovedgrupper. De to hovedgrupper er:

- Gruppe I: Produkt 1, 2 og 3 i tabel 2.1, dvs. T-shirten, træningsdragten og arbejdsjakken.
- Gruppe II: Produkt 4, 5 og 6 i tabel 2.1, dvs. blusen, dugen og gulvtæppet.

Gruppeinddelingen i I og II relaterer til omfanget af dataindsamlingen samt kvaliteten af data.

Som nævnt tidligere i rapporten er case-historierne placeret særskilt i bilag 1-6, og er opbygget således, at de kan læses hver for sig.

6.1 T-shirten, træningsdragten og arbejdsjakken – case gruppe I

For gruppe I er det lykket at indsamle (og bearbejde) data for alle væsentlige processer. Dataene er af så god kvalitet, at disse tre produkter er valgt til at vise, hvor langt man kan komme med LCA på tekstiler, inkl. at illustrere samtlige relevante facetter ved UMIP-metoden.

6.1.1 Case for T-shirt

Indenfor gruppe I er case-historien for T-shirten i særklasse, når det gælder de relevante facetter ved UMIP-metoden. For samtlige anvendte typer af kemikalier er det lykkedes at lave human og øko-tox vurderinger og beregne de for UMIP-metoden så centrale effektfaktorer (for nærmere beskrivelse af dette meget komplicerede emne se bilag 7: "Håndtering af kemikalier i UMIPTEX).

Endvidere anvendes det tættest man kan komme på en komplet samling af data for enhedsprocessen "bomuldsdyrkning og høst". I bilag 8 er det meget omfangsrige arbejde med denne så centrale proces beskrevet i detaljer. Projektgruppen har ikke kendskab til, at der er offentliggjort et mere grundigt og bedre dækkende arbejde.

For T-shirten er der desuden gjort en del ud af at arbejde med og beskrive det, der i UMIP-sproget kaldes "kildeidentifikation". Det er ofte nødvendigt at undersøge den store informationsmængde, der er indbefattet i resultatet af en livscyklusvurdering, for at opnå optimalt udbytte af vurderingen. En proces er sammensat af en mængde faktorer, der alle bidrager til miljøeffektkategorierne. Ved at foretage en kildeidentifikation kan årsagerne til de enkelte bidrag findes.

Denne viden gør vurderingen mere brugbar for producenten, da denne allerede i udviklingsfasen kan ændre på faktorer med uønskede miljøeffekter.

I case historien er der præsenteret en oversigt over de væsentligste bidrag til kategorierne:

- Primær energi
- Ressourceforbrug
- Toksikologiske miljøeffekter
- Energirelaterede miljøeffekter
- Affaldsrelaterede miljøeffekter.

For T-shirten er der også udarbejdet en lang række "What-if" simuleringer eller scenarier.

Miljøprofilen af et givent produkt kan påvirkes dels af producentens, dels af forbrugerens valg. For at synliggøre konsekvenserne af mulige ændringer i produktets livsforløb er der udarbejdet en række scenarier med fokus på hhv. producent og forbruger.

Ved at ændre enkelte eller flere af referencebetingelserne er det muligt at danne et billede af konsekvensernes omfang, grundet de valg producent og forbruger har foretaget, og efterfølgende vurdere resultatet af de foretagne valg.

For T-shirten er der udarbejdet henholdsvis 9 og 10 forskellige producent- og forbrugerscenarier. Som eksempel på et producentscenario kan nævnes "Råvarevalg – Økologisk bomuld" og for forbrugeren "Reduceret vasketemperatur fra 60 °C til 40 °C.

6.1.2 Case for træningsdragt

Case for træningsdragt er meget lig case for T-shirten i omfang, idet der også her er udarbejdet en "kildeidentifikation". Der er dog "kun" udarbejdet henholdsvis 7 og 4 forskellige producent- og forbrugerscenarier.

Produktet er så til gengæld langt mere kompliceret end en T-shirt, som jo kan karakteriseres som et simpelt enkeltlagsprodukt.

Træningsdragten består både af jakke og bukser – både af et yderstof (af nylon) og et for (af bomuld), og jakken er inkl. lynlås af polyester (både bændel og spiral). Casen illustrerer, at det med UMIPTEX-databasen og UMIP PC-værktøjet er muligt at arbejde med selv meget sammensatte produkter.

Datakvaliteten for fremstilling af nylonfibre er ikke helt af samme kvalitet som data indsamlet for bomuld i T-shirtcasen. Data for nylon stammer fra den serie af LCA-cases (v. Boustead), som fiberindustrien selv har udarbejdet og udgivet i 90'erne. Disse LCA'er indeholder mange gode data om energiforbrug og emissioner til luft og vand. Men det er ikke i alle tilfælde muligt at kontrollere/regne efter, hvordan især data for emissioner er fremkommet. Endvidere angiver industrien mange emissioner i grupper som f.eks. "aldehyder", og for sådanne grupper er det ikke muligt at beregne de vigtige effektfaktorer. Men der findes p.t. ikke bedre data end industriens egne – enhedsprocessen for nylon i UMIPTEX-databasen repræsenterer den viden, der p.t. er tilgængelig. Cases, hvor der indgår nylon som for træningsdragten (og blusen), kan således ikke helt sammenlignes med cases, hvor der kun indgår bomuld mht. LCA-kvaliteten.

6.1.3 Case for arbejdsjakke

Arbejdsjakken består af 65% polyester og 35% bomuld inkl. lynlås og knapper af messing. For data for polyesterfibre gælder samme forhold som for nylon (case for træningsdragt). Kildeidentifikation er ikke udarbejdet for arbejdsjakken. Projektgruppen vurderede at denne facet ved LCA og UMIP er tilstrækkeligt demonstreret for T-shirten og træningsdragten. Der er endvidere udarbejdet henholdsvis 5 og 3 forskellige producent- og forbrugerscenarier - bl.a. scenarierne "Husholdningsvask vs. Industrivask" og "Rensning vs. Industrivask".

6.2 Blusen, dugen og gulvtæppet - case gruppe II

For gruppe II er der ikke lykkedes at komme helt i mål for alle delprocesser. Der er kun tale om 1-2 delprocesser for hvert produkt, hvor der er betydelige datamangler, men processerne vurderes at kunne have væsentlig betydning for den samlede LCA. Gruppe II case-historierne har derfor en helt anden karakter en gruppe I. Med gruppe II cases illustreres, at man godt kan fortælle en interessant og spændende "miljøhistorie" baseret på LCA (og UMIP), selv om man ikke er kommet ud i alle LCA-data-kroge. Denne situation vil man meget ofte komme i, når man arbejder med LCA. Der er dog en væsentlig forskel i denne UMIPTEX sammenhæng - der kan trækkes (og bliver trukket) på resultater fra de tre LCA'er fra case gruppe I - og dette løfter kvaliteten af case historierne.

6.2.1 Case for bluse

Blusen består af 70% viskose, 25% nylon og 5% elasthan.

For data for viskosefibre gælder samme forhold som for nylon (case for træningsdragt). Data for elasthan var ikke tilgængelige - der er dog oprettet en proces for elasthan - hvor der er anvendt data for polyurethan - fleksibelt skum (elasthan består af 85% polyurethan). Det er usikkert hvor "rigtig" denne antagelse er.

Ovenstående forhold vedr. datakvalitet betyder, at der for denne case primært er fokuseret på primær energi og miljøeffekter for disse. Der er dog også udarbejdet en opgørelse over toksikologiske miljøeffekter (idet der haves en del data om effekter af andre anvendte kemikalier) - og det diskuteres, hvilken betydning manglende data har for opgørelsen.

6.2.2 Case for dug

Dugen består af 100% bomuld. Dugen er trykt med pigmenter og har fået en efterbehandling, der gør, at den er nem at vedligeholde.

Kemikalieemissioner til luft ved tørring efter pigmenttryk har vist sig vanskeligt at håndtere. Endvidere har det ikke været muligt at skaffe data, der har muliggjort en beregning af effektfaktor for et centralt efterbehandlingskemikalie.

Som for blusen er der derfor også for denne case primært fokuseret på primær energi og miljøeffekter for disse. Tilsvarende for toksikologiske miljøeffekter - inkl. diskussion af betydningen af manglende data.

6.2.3 Case for gulvtæppe

Gulvtæppet består overordnet dels af en såkaldt "luv" (oversiden) af 100% nylon, et såkaldt "grundvæv" af 100% polypropylen (som luven er fæstnet til) samt den egentlige bagside – af latex-skum.

For data for polypropylen gælder samme forhold som for nylon (case for træningsdragt).

Det har ikke været muligt at fremskaffe data for fremstilling af grundvæven ud fra polypropylenfibre. Denne proces svarer overordnet til processen "vævning" for træningsdragt og arbejdsjakke – det er derfor i modellen for gulvtæppet taget udgangspunkt i data for vævning – hvilket anses for en rimelig antagelse.

Kemikaliemissioner til luft ved fremstilling af gulvtæppet hos producenten har vist sig vanskelige at håndtere, og disse er derfor ikke medtaget i modellen. Energiforbrug ved processerne er dog medtaget.

Som for blusen og dugen er der derfor tillige for denne case primært fokuseret på primær energi og miljøeffekter for disse. Tilsvarende for toksikologiske miljøeffekter – inkl. diskussion af betydningen af manglende data.

7 Litteratur

UMIPTEX-publikationer

- /1/ *Miljøvurdering af en T-shirt af 100% bomuld.*
Søren Ellebæk Laursen fra Teknologisk Institut, Tekstil, Hans Henrik Knudsen fra Instituttet for Produktudvikling, Danmarks Tekniske Universitet, Inge Fisker fra Valør & Tinge, 2004.
- /2/ *Miljøvurdering af en træningsdragt af nylon mikrofibre og bomuld.*
Hans Henrik Knudsen fra Instituttet for Produktudvikling, Danmarks Tekniske Universitet, Søren Ellebæk Laursen fra Teknologisk Institut, Tekstil, Inge Fisker fra Valør & Tinge, 2004.
- /3/ *Miljøvurdering af en arbejdsjakke af 65% polyester og 35% bomuld.*
Hans Henrik Knudsen fra Instituttet for Produktudvikling, Danmarks Tekniske Universitet, Søren Ellebæk Laursen fra Teknologisk Institut, Tekstil, Inge Fisker fra Valør & Tinge, 2004.
- /4/ *Miljøvurdering af en bluse af viskose, nylon og elasthan.*
Hans Henrik Knudsen fra Instituttet for Produktudvikling, Danmarks Tekniske Universitet, Søren Ellebæk Laursen fra Teknologisk Institut, Tekstil, Inge Fisker fra Valør & Tinge, 2004.
- /5/ *Miljøvurdering af en borddug af bomuld.*
Hans Henrik Knudsen fra Instituttet for Produktudvikling, Danmarks Tekniske Universitet, Søren Ellebæk Laursen fra Teknologisk Institut, Tekstil, Inge Fisker fra Valør & Tinge, 2004.
- /6/ *Miljøvurdering af et gulvtæppe af nylon og polypropylen.*
Hans Henrik Knudsen fra Instituttet for Produktudvikling, Danmarks Tekniske Universitet, Søren Ellebæk Laursen fra Teknologisk Institut, Tekstil, Inge Fisker fra Valør & Tinge, 2004.
- /7/ *UMIP miljødata for tekstiler – et overblik*
Søren Ellebæk Laursen fra Teknologisk Institut, Tekstil, Hans Henrik Knudsen fra Instituttet for Produktudvikling, Danmarks Tekniske Universitet, Inge Fisker fra Valør & Tinge, 2004.

UMIP-publikationer og -støtteværktøjer samt ISO 14040 serien

UMIP-Enhedsprocesdatabase (manual og præsentationsdiskette).
Niels Frees og Morten Als Pedersen, Miljøstyrelsen, 1996.

Brugermanual til UMIP-PC-værktøj (betaversion)
Morten Als Pedersen, Miljøstyrelsen 1998.

Miljøvurdering af Produkter, UMIP
Wenzel, H., Hauschild, M. & Rasmussen, E. Miljøstyrelsen og Dansk Industri, 1996.

Baggrund for miljøvurdering af produkter
Hauschild, red.: Miljøstyrelsen & Dansk Industri 1996.

Livscyklusvurderinger – en kommenteret oversættelse af ISO 14040 til 14043
DS-håndbog 126. Dansk Standard, 2001.

Der er udgivet en lang række bøger og artikler om miljøvurdering af produkter. Her er en liste over nogle af dem.

På dansk:

Kom godt i gang med livscyklustankegangen!
Remmen A. Miljønyt nr. 65, Miljøstyrelsen 2002

Håndbog i produktorienteret miljøarbejde.
Schmidt K., Christensen F. M., Juul L., Øllgaard H., Nielsen C. B.
Miljøstyrelsen, Miljønyt nr. 53, 2000.

Miljørigtig udvikling i produktfamilier - en håndbog
Lenau T, Frees N, Olsen SI, Willum O, Molin C og Wenzel H.
Miljøstyrelsen 2001 (forventes udgivet 2002 i Miljønyt serien)

Håndbog i miljøvurdering af produkter – en enkel metode.
Pommer K., Bech P., Wenzel, H., Caspersen N. & Olsen S.I. Miljøstyrelsen,
Miljønyt nr. 58, 2001

På engelsk:

Product Life Cycle Check., - guide. 1st draft
Wenzel H., Caspersen N., Schmidt A. & Hauschild M. Institutet for
Produktudvikling, Danmarks Tekniske Universitet, 2000.

Environmental Assessment of Products, volume 1: Methodology, tools and case studies in product development
Wenzel H, Hauschild M & Alting L. Kluwer Academic Publishers, ISBN 0-412-80800-5 (hardbound), ISBN 0-7923-7859-8 (paperback).

Environmental Assessment of Products, volume 2: Scientific background
Hauschild M & Wenzel H. (eds). (Chapman & Hall) Kluwer Academic Publishers, ISBN 0412 80810

På internettet

Miljøstyrelsen, www.mst.dk
Miljøbutikken, www.mem.dk/butik/
Miljøstyrelsens LCA-hjemmeside, www.mst.dk/produkt/
Nordisk Råd, nrpost@ft.dk
Kommissionen: om Integrated Product Policy:
<http://europa.eu.int/comm/environment/ipp/home.htm>

Bilag 1: En T-shirt af 100% bomuld

T-shirten - sammenfatning og konklusioner

I dette afsnit vil delkonklusionerne, draget i de enkelte scenarier, blive sammenfattet i en vurdering af hhv. producent og forbrugers valg og konsekvenserne af disse.

I hovedscenariet identificeres de væsentligste bidrag til de kemikalierelaterede miljøeffektpotentialer at stamme fra dyrkningen af bomuld. Ressourceforbrug og bidragene til de energirelaterede miljøeffektpotentialer og affaldskategorier stammer hovedsageligt fra produktion af el til brugsfasens store forbrug af elektrisk energi.

Overordnet indikerer scenarierne, at det er forbrugeren der har de bedste muligheder for at påvirke produktets samlede miljøprofil. Det skyldes den dominerende brugsfase. Forbrugsmønstre og miljøbevidsthed hos den enkelte forbruger er derfor afgørende dvs. kendskab til miljømærkning af produkter i kombination med gode vaner som:

- minimalt brug af vaskemiddel
- ingen brug af skyllemiddel
- ingen brug af tumblertørring
- ingen strygning
- bortskaffelse til forbrændingsanlæg.

Producenten har hovedsageligt mulighed for at påvirke T-shirtens miljøprofil gennem materialevalg. Dette er tydeliggjort i scenarierne, hvor der er anvendt økologisk bomuld som materiale. Ved at opfylde europæiske og skandinaviske miljømærkekriterier og opnå mærkningsgodkendelse kan producenten signalere til den bevidste forbruger, at det pågældende produkt er miljømæssigt forsvarligt produceret. Desuden er der en række produktionsmæssige forbedringer, som alene producenten har indflydelse på. Det være sig valg forbundet med:

- økologiske materialer
- valg af blødgøringsproces
- ingen tilsætning af ægthedsforbedrer
- ikke toksiske reaktivfarvestoffer.

Indledning

Livscyklusvurdering er en metode til identifikation og evaluering af miljømæssige effektpotentialer af et produkt eller en service fra vugge til grav. Metoden sætter brugeren i stand til at foretage en miljømæssig bedømmelse og rette fokus mod de væsentligste miljøbelastninger.

Livscyklusvurdering er en iterativ proces. Den første definition af formål og afgrænsning viser sig ofte at skulle revideres i løbet af arbejdet med

vurderingen. Mængden af data, der er tilgængelige, sætter begrænsninger, og systemgrænserne ændres efterfølgende.

Den her anvendte metode til vurdering af produkter er "Udvikling af Miljøvenlige Industri Produkter", UMIP, og den tilhørende database og PC værktøj.

I tilknytning til den eksisterende UMIP-database er der i UMIPTEX-projektet udarbejdet branchespecifikke data til tekstilbranchen. Rapporterne indeholder miljøvurderinger på tekstilprodukterne:

- T-shirt
- Træningsdragt
- Arbejdsjakke
- Gulvtæppe
- Dug
- Bluse.

Disse miljøvurderingerne har til formål at illustrere anvendelsesmulighederne i UMIPTEX-databasen ved brug af PC modelleringsværktøj og overordnet anvendelsen af UMIP-metoden.

Metode

De 6 case-historier er af meget varierende omfang. De kan opdeles i to hovedgrupper – med variationer indenfor de to hovedgrupper. De to hovedgrupper er:

- Gruppe I: T-shirten, træningsdragten og arbejdsjakken.
- Gruppe II: Gulvtæppet, dugen og blusen.

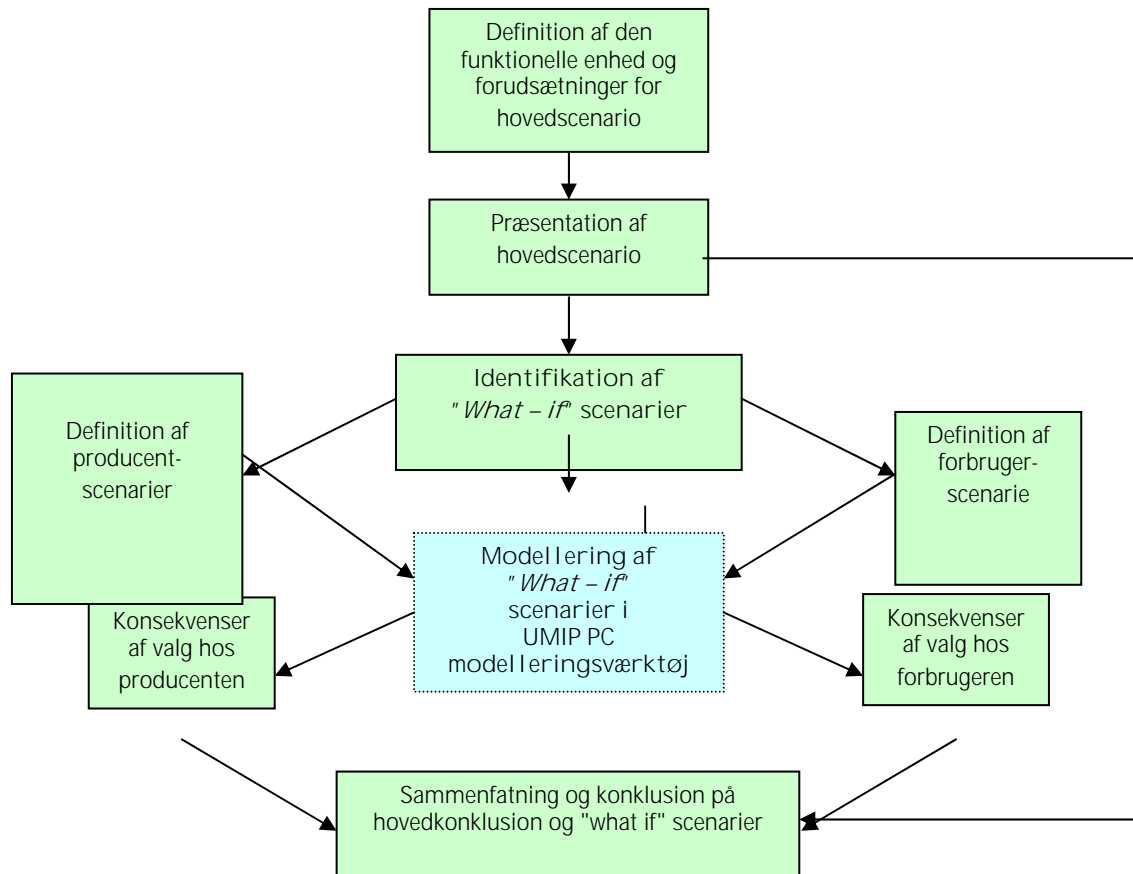
Gruppeinddelingen i I og II relaterer til omfanget af dataindsamlingen samt kvaliteten af data.

For gruppe I er det lykket at indsamle (og bearbejde) data for alle væsentlige processer. Dataene er af så god kvalitet, at disse tre produkter er valgt til at vise, hvor langt man kan komme med LCA på tekstiler, inkl. at illustrere samtlige relevante facetter ved UMIP-metoden.

Hver af de 3 gruppe I cases indeholder:

- Definition af funktionel enhed og referenceprodukt
- Modellering af hovedscenario
- Udarbejdelse af hhv. producent og forbrugerreference
- Simulering af miljøkonsekvenser, forårsaget af valg truffet af hhv. producent og forbruger.

Arbejdet med disse cases har været opdelt i faser, som det fremgår af figur 1.1



Figur 1.1 UMIPTEX casegruppe I flowdiagram

For gruppe II er det ikke lykkedes at komme helt i mål for alle delprocesser. Der er kun tale om 1-2 delprocesser for hvert produkt, hvor der er betydelige datamangler, men processerne vurderes at kunne have væsentlig betydning for den samlede LCA. Gruppe II case-historierne har derfor en helt anden karakter end gruppe I. Med gruppe II cases illustreres, at man godt kan fortælle en interessant og spændende "miljøhistorie" baseret på LCA (og UMIP), selv om man ikke er kommet ud i alle LCA-data-krogene. Denne situation vil man meget ofte komme i, når man arbejder med LCA. Der er dog en væsentlig forskel i denne UMIPTEX sammenhæng - der kan trækkes (og bliver trukket) på resultater fra de tre LCA'er fra case gruppe I - og dette løfter kvaliteten af case historierne.

Kommentarer til metode

Produktreferencer

What-if simuleringerne er foretaget for at synliggøre konsekvenserne af mulige ændringer i produktets livsforløb. I visse af case-historierne er der defineret en særlig produktreferenc til producent-scenarierne. Producenten har kun begrænset indflydelse på brugsfasen. Og for at tage hensyn til dette, er der udarbejdet en produktreferenc til producent-scenarierne, hvor kun en begrænset del af belastningerne fra brugsfasen er inkluderet i forhold til produktreferencen fra hovedscenariet. Dette er gjort for at producenterne kan få et mere klart billede af produktionsfasens indflydelse på produktets miljøprofil i de opstillede "what if producent-scenarier".

Data

Hvad angår data, skal der gøres opmærksom på at validiteten af dataene inkluderet i databasen varierer, afhængigt af hvilke processer der er i betragtning. En global proces som dyrkning og høst af bomuld er behæftet med en betragtelig usikkerhed. Dette skyldes, at bomuld produceres i lande der varierer meget i udviklingsgrad. Eksempelvis varierer produktionen væsentligt mellem Sydamerika og USA pga. store forskelle i brug af pesticider, høststudbytte og lignende.

I UMIP-TEX databasen er der ikke direkte taget højde for denne forskel, men der er defineret et repræsentativt leje for dataene. Derfor er dataene meget generelle og ikke nødvendigvis repræsentative for alle livscyklusvurderinger. Andre processer er mere præcise, som f.eks. udvinding af råolie til nylon. Denne proces hører til de mere veldokumenterede, både hvad angår arbejdsulykker og ressourceforbrug.

I produktionen stammer dataene primært fra danske virksomheder. Begrænsningerne ligger her i antallet af involverede virksomheder. F.eks. er der kun foretaget grundige undersøgelser af et enkelt reaktivfarvestof og et syrefarvestof. Disse to stoffer repræsenterer hele gruppen af farvestoffer, trods de store forskelle der kan forekomme.

En stor del af miljøbelastningerne stammer fra forbruget af elektrisk energi. De data der er anvendt i databasen stammer fra UMIP databasen og har reference år 1990. Det er væsentligt at bemærke, at denne livscyklusanalyse er udført ved brug af dataene fra 1990 i alle processer, der forbruger elektrisk energi.

T-shirten

Produktbeskrivelse; T-shirten består af ren bomuld. Vurderingen inkluderer ikke flerfarvede mønstre eller print på produktet. Der anvendes data for et sort reaktivfarvestof, hvilket vurderes at være en "worst case" antagelse.

Funktionel enhed

Den vurderede ydelse kan beskrives i en "funktionel enhed", bestående af en kvalitativ og en kvantificeret beskrivelse herunder levetiden af produktet. Den kvalitative beskrivelse skal definere kvalitetsniveauet for ydelsen, så produkter kan sammenlignes på et rimeligt ensartet kvalitetsniveau. Den kvantitative beskrivelse skal fastlægge ydelsens størrelse og varighed.

I dette projekt er den funktionelle enhed defineret til:

" 50 dages brug af T-shirt, fordelt over et år"

Antagelser i forbindelse med livscyklusvurderingen:

Beregningerne foretages for " 1 T-shirt", dette skal omregnes i forhold til levetiden, og beregningerne skal omregnes til " per år".

Det er antaget, at T-shirten kan vaskes 50 gange før den kasseres.

Det er antaget, at forbrugeren har T-shirten på 50 dage per år.

Det er antaget, at T-shirten bruges 1 dag, hvorefter den vaskes.

Estimeret levetid

Hvis T-shirten vaskes efter hver brug, svarer 50 dages brug af T-shirt til, at man bruger 1 T-shirt fuldstændigt op på et år – eller, mere sandsynligt – at man har 5 T-shirts, der tilsammen holder i 5 år.

Overvejelser i relation til brugsfasen

Det antages, at 50 dage svarer til det antal dage, en forbruger er iført T-shirt i løbet af 1 år. Nogle forbrugere har et helt andet forbrug af T-shirts. Nogle går med T-shirt hver dag som undertrøje (ofte mænd), mens andre ikke har en eneste T-shirt (f.eks. kvinder i 60-80 års alderen).

Referenceprodukt og hovedscenarie

Referenceproduktet er et produkt, der opfylder en funktionel enhed. Her er der valgt en T-shirt i farvet bomuld. Følgende forudsætninger er gældende for vurderingen og inkluderes derfor i modelleringen af hovedscenariet.

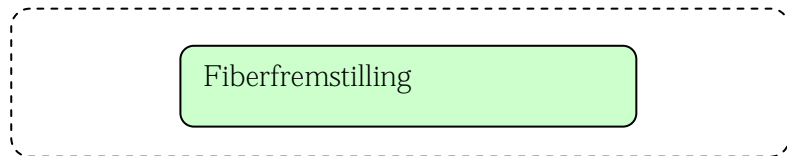
- 100% bomuld.
- Färvning: Reaktivfarvestof.
- Vask 60°C.
- Tørres i tørretumbler.
- Strygning unødvendig, det antages dog, at mange gør det.
- Levetid: 50 gange vask.
- Vægt: Der er vejlet 3 forskellige kvaliteter T-shirts, som vejede hhv. 178 gram ("tynd" kvalitet), 223 gram og 292 gram (kraftig kvalitet). I denne miljøvurdering er det antaget, at T-shirten vejer 250 gram.

En uddybende beskrivelse af inkluderede processer, beregninger af mængder, spild m.m. findes i afsnittet "Baggrundsdata".

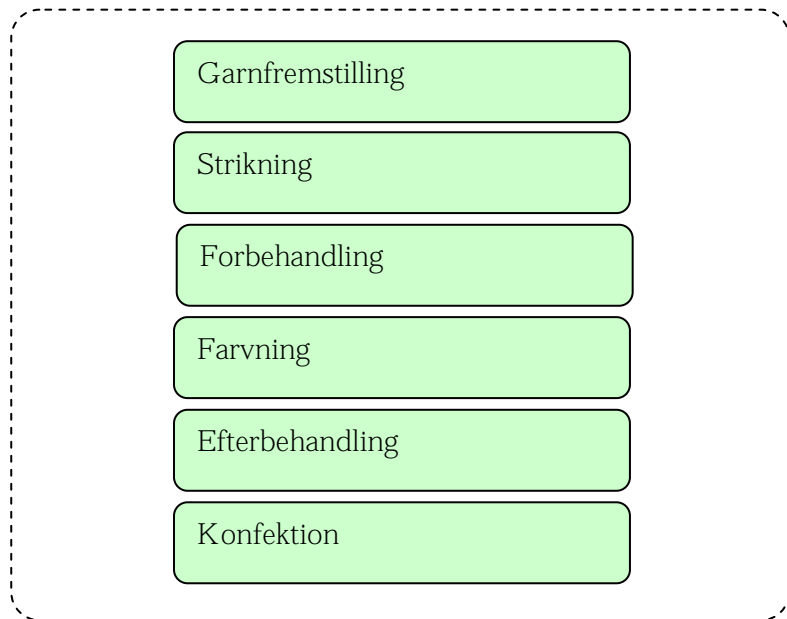
Produktsystem

I det følgende vil alle faser af T-shirtens livsforløb blive beskrevet fra råvareudvinding gennem produktion til konfektioneringen af den færdige T-shirt.

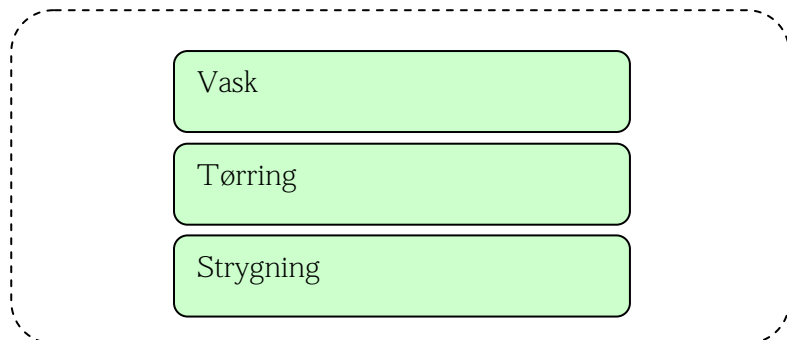
Materialefase



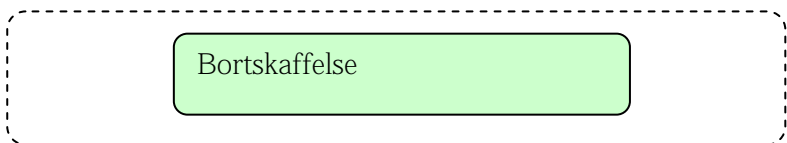
Produktionsfase



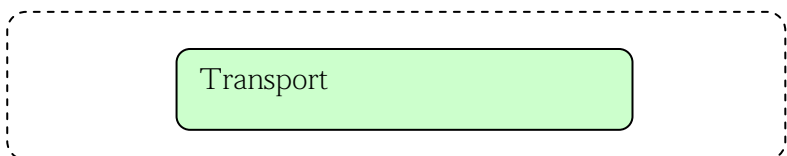
Brugsfase



Bortskaffelsesfase



Transportfase



Figur 1.2 Livscyklus, flow og faser

Råvarefremstilling

T-shirten består udelukkende af bomuld. Bomuld dyrkes i mange lande under forskellige geografiske og klimatiske forhold. Dyrkning indebærer ofte et stort forbrug af kunstgødning, stort vandforbrug og stort forbrug af pesticider mod angreb af insekter, sygdomme, orme og ukrudt. Omfanget afhænger stærkt af lokale forhold. Forbruget af pesticider indebærer et væsentligt miljøproblem for både menneskers sundhed og naturen.

Kunstvanding og anvendelse af kunstgødning kan belaste såvel grundvands- som overfladevandsressourcerne både kvantitativt og kvalitativt. Før plukning er det normalt at anvende løvfjernende midler, så plukningen kan ske maskinelt.

Økologisk bomuld

Ved dyrkning af økologisk bomuld må der normalt ikke anvendes sprøjtemidler og kunstgødning. Det er således kun tilladt at anvende et meget begrænset udvalg af plantebeskyttelsesmidler og kun ved akut fare for afgrøden. Produktionen af økologisk bomuld udgør under 1 % af den samlede bomuldsproduktion, men produktionen er stigende og forventes at stige yderligere ved øget efterspørgsel.

Produktion af blusen

Produktionen er delt op i flere processer: Garnfremstilling, strikning, forbehandling, farvning, efterbehandling og konfektionering.

Garnfremstilling

Fra bomulden er høstet, til fremstillingen af garnet kan begynde, skal fibrene skilles fra det øvrige plantemateriale. En af de største miljørisici i denne arbejdsgang er indånding af bomuldsstøv. På få år kan personalet udvikle sygdommen byssinosis – også kaldet stenlunge – der er dødelig. Her er det vigtigt at maskinerne er indkapslede, så støvudviklingen er minimal.

Strikning

Støvudviklingen ved strikning - både generelt og af bomuld - er minimal i forhold til ved garnfremstillingen. Til gengæld bruger man i forbindelse med strikningen ofte mineralske strikkeolier, som er svært biologisk nedbrydelige. Olierne udvaskes ved senere processer, hvor bomuldsgarnerne eller bomuldsprodukterne gennemgår flere behandlinger med vand og kemikalier for til slut at ende i spildevandet fra vådbehandleren/farveren.

Forbehandling

Råbomuld indeholder en del såkaldt bomuldsvoxs, som skal fjernes, før det er muligt at farve bomulden. Det gøres ved en såkaldt udkogning ved høj pH og høj temperatur. Rester af pesticider fra bomuldsdyrkingen, primært afløvningsmidler brugt i forbindelse med høsten, udvaskes ved denne proces og ender i spildevandet.

Hvis slutproduktet skal have en lys farve, bleges bomulden. Vælger forbehandleren/farveren chlor-forbindelser vil der dannes og efterfølgende udledes de såkaldte AOX-forbindelser ("adsorbérbar organisk halogen"), som er skadelige for miljøet. Man kan vælge at blege med brintperoxid, som ikke giver anledning til udledning af AOX.

Ved miljøvurderingen af T-shirten er der som udgangspunkt valgt vask og blegning med brintperoxid, som er normalt i Danmark. Derudover er der i miljøvurderingen taget højde for en begrænset udledning af pesticider (0,005 g afløvningsmiddel pr. kg bomuld).

Farvning

Farvestoffer til indfarvning af tekstiler er kemisk set ofte baseret på azo-grupper og kan indeholde tungmetaller. Enkelte farvestoffer indeholdende azo-grupper kan fraspalte kræftfremkaldende stoffer af typen arylaminer. I

tekstilbranchen og hos producenter af farvestoffer har man dog været opmærksom på arylamin-problematikken i mange år. Disse farvestoffer er derfor helt udfaset hos de store farvestofproducenter og på moderne europæiske farverier, men kan stadig identificeres i importvarer til Europa. Antallet af farvestoffer indeholdende tungmetaller reduceres for hvert år der går – men endnu er det sådan, at farverier der helt fravælger farvestoffer indeholdende tungmetaller, må afstå fra at kunne indfarve i enkelte specifikke nuancer.

I denne miljøvurdering er valgt et farvestof fra gruppen af reaktivfarvestoffer uden tungmetaller og uden arylamin-problematikken.

Efterbehandling

For en bomulds T-shirt vil efterbehandlingen normalt bestå i en påføring af et syforbedringsmiddel af hensyn til den efterfølgende konfektionsindustri – processen kaldes oftest en blødgøring. Mange bomuldstekstiler udstyres dog med specifikke funktionelle egenskaber i efterbehandlingen ved hjælp af kemikalier. Almindelig kendt er for eksempel strygefri og brandhæmmende. Hjælpekemikalier til disse produktioner har ofte mange særdeles uønskede miljøegenskaber i såvel ydre miljø som i arbejdsmiljøet.

Ved miljøvurderingen af T-shirten er her som udgangspunkt valgt et ikke betænkeligt blødgøringsmiddel.

Konfektionering

I selve konfektioneringen kan der være store forskelle i miljøpåvirkningerne for de forskellige tekstilprodukter. Det skyldes, at der opstår et spild ved tilskæring til det endelige produkt, som kan variere fra 6-25%. Spildet er dog ikke nødvendigvis det samme som et egentlig tab af ressourcer, da en del af spildprodukterne genbruges – men ofte til produkter af lavere kvalitet. Spildet kan også gå til affaldsforbrænding med energigenvinding, hvorfra energiindholdet reelt genudnyttes i produktionen som elektricitet og må modregnes energiforbruget i maskinparken. For en T-shirt er der et minimalt ”spild” ved konfektioneringen – ca. 6%.

Distribution

T-shirten pakkes i polyesterposer og sidst på en træpalle, hvorefter den distribueres til detailhandelleverandørerne i hele Danmark.

Brugsfase

Forbruget af vaske- og blødgøringsmidler med deraf følgende udledning af bl.a. detergenter og næringssalte medfører mulige lokale og regionale effekter i vandmiljøet.

Transport

Transportformen, når T-shirten hentes fra butikken og til hjemmet, er ligeledes vigtig i forbindelse med den samlede miljøprofil af produktet. Valgmuligheder som kørsel i bil, offentlige transportmidler eller cykel gør en væsentlig forskel i denne del af produktets livsforløb.

Bortskaffelsesfasen

Tekstiler må ikke deponeres, men skal ved endelig bortskaffelse brændes, hvorved energiindholdet udnyttes og erstatter ikke fornyelige energikilder som olie og naturgas. I nogle tilfælde vil den brugte T-shirt blive genbrugt i et

tredjeverdens land. Der er i disse tilfælde ikke mulighed for at udnytte energi ved afbrænding i Danmark.

Hovedscenarie - resultater

Resultatopgørelsen af hovedscenariet er her præsenteret processpecifikt. De negative bidrag, der optræder i enkelte processer skyldes estimerede genbrugspotentialer, ressourceforbrug og bidrag til miljøeffektpotentialer. Bidragene kan, i de pågældende processer, allokeres til andre produkter og figurerer derfor som negative bidrag i opgørelsen af T-shirtens miljøprofil.

Værdierne på de fem figurer kan ikke umiddelbart sammenlignes, da enheden ikke er ens for de fem kategorier. Forbruget af primær energi er opgjort i mega joule, MJ, mens ressourceforbruget er vist i enheden "personreserver". Personreserver tager højde for forsyningshorisonten af de enkelte ressourcer, opgjort på baggrund af reserverne i verden i 1990. Det skal her bemærkes, at de anvendte data er mere end 10 år gamle, hvorfor ny viden om verdens reserver kan være tilvejebragt. Miljøeffektpotentialerne er præsenteret som milli person ækvivalenter og kan sammenlignes direkte. Milli person ækvivalenter er beregnet som den målsatte belastning for år 2000. Ved vægtning baseres vægtningsfaktorerne på globale (w) eller danske (DK) udledninger i år 2000.

Forbrug af primær energi

Af figur 1-3 ses det, at processerne i brugsfasen tegner sig for hovedparten af forbruget af primær energi. Forbruget af primær energi afspejler, hvilke processer der kræver meget elektrisk energi eller opvarmning af luft eller vand i forbindelse med div. processer. Det er primært fiberfremstillingen, der tegner sig for et stort forbrug af energi, grundet kørsel på markerne og fremstilling af hhv. kunstgødning og pesticider. Fremstillingen af bomuldsfibrene samt forarbejdningen til garn er de største bidrag under produktionen af T-shirten. I brugsfasen er det elektricitetsforbruget til vask og hovedsageligt tørring i tørretumbler, der er årsag til belastningen. Ved afbrænding af T-shirten på et forbrændingsanlæg genvindes en mængde energi, der godskrives i energiregnskabet.

Ressourceforbrug

T-shirten forbruger en relativt stor mængde fossile brændsler på grund af de energikrævende processer i livsforløbet – se figur 1-4. Grundet det store elforbrug er ressourceforbruget højt i brugsfasen. Det er primært fossile brændsler til produktion af el og varme, der er årsagen. I processerne der anvender dansk el, som det er tilfældet i brugsfasen, er det forbrug af stenkul, der er det væsentligste. I bortskaffelsesfasen godskrives en mængde ressourcer, da der udvindes energi, som ellers ville stamme primært fra afbrænding af fossile brændsler.

Miljørelaterede effektpotentialer

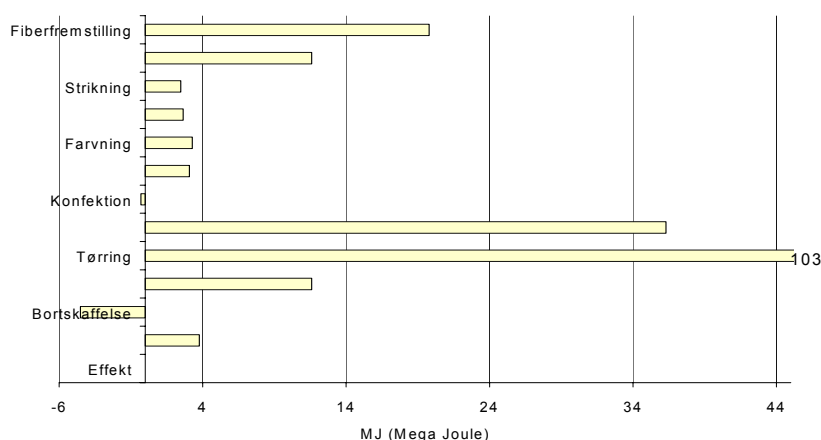
Af figur 1-5 og figur 1-7 ses det, at bidragene til de toksikologiske miljøeffektpotentialer er dominerende. Især øko- og persistenttoksicitet er meget høje, primært pga. de pesticider der spredes på bomuldsmarkerne i dyrkningsprocessen. De anvendte data til bestemmelse af pesticidmængden per hektar er baseret på en "worst case" antagelse, for uddybende information se bilag 8: Notat om data for bomuldsdyrkning og høst. Fokus i denne fase er derfor reducere pesticidforbruget ved dyrkning af bomuld.

I produktionsfasen indikerer miljøprofilen, at det primært er i efterbehandlingsprocessen, der er bidrag af større karakter. Årsagen til dette er blødgøringsprocessen efter farvningen. Denne proces er fokuspunkt for produktionsfasen.

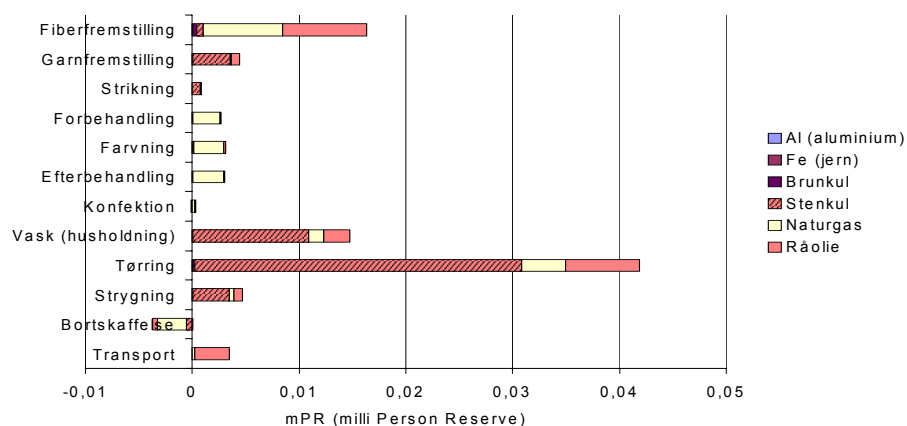
I brugsfasen er det primært vaskemidlerne, der giver udslag som potentiel persistent toksicitet. Det er antaget, at ingen brugere tilsætter blødgøringsmiddel ved vask, hvorfor tallet formentlig ikke svarer til de faktiske forhold i de private, danske husholdninger.

Bidragene til affaldskategorierne stammer hovedsageligt fra produktionen af el.

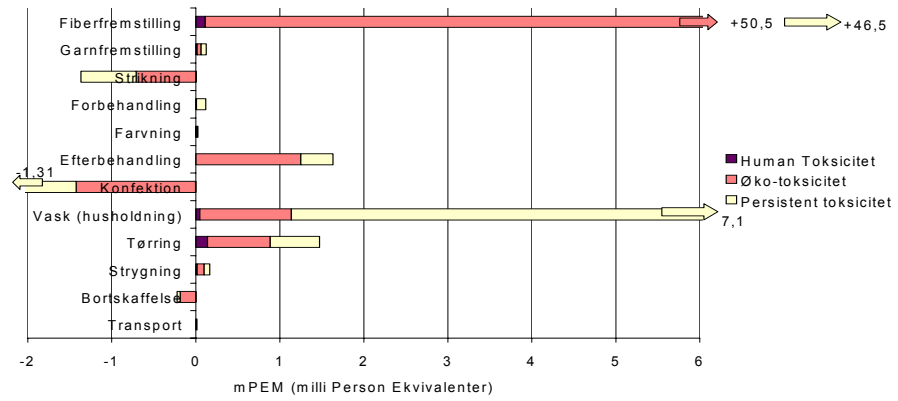
Resultater fra modellering og opgørelse af hovedscenariet



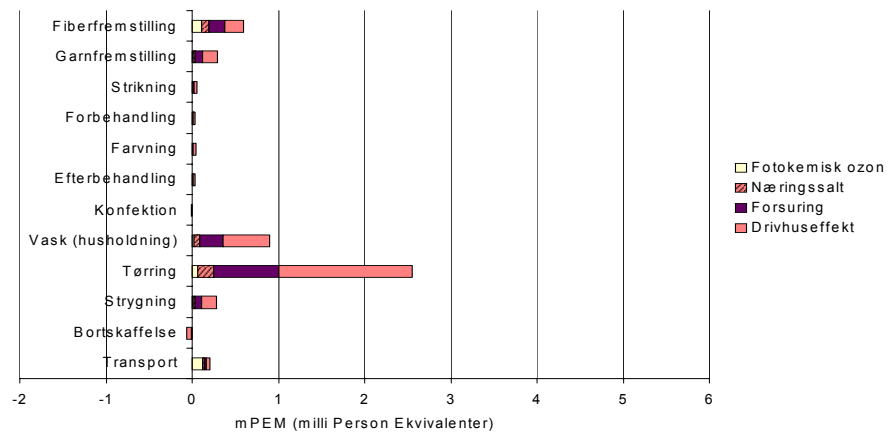
Figur 1.3 Forbrug af primær energi pr. funktionel enhed



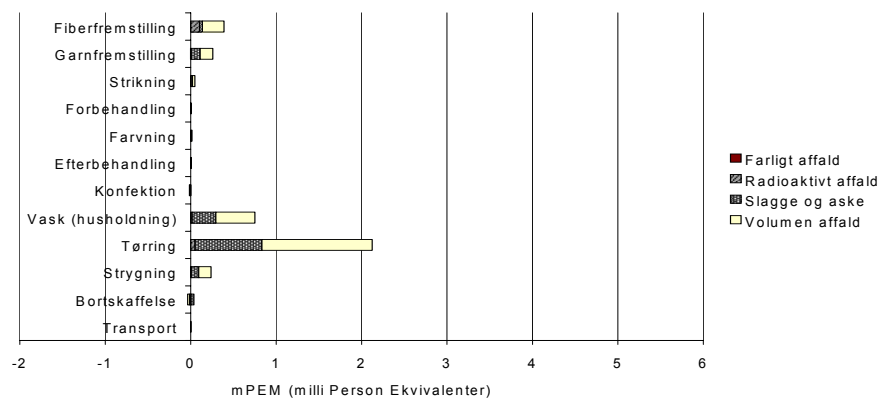
Figur 1.4 Ressourceforbrug pr. funktionel enhed



Figur 1.5 Toksikologiske miljøeffektpotentialer pr. funktionel enhed



Figur 1.6 Energirelaterede miljøeffekter pr. funktionel enhed



Figur 1.7 Miljøeffekter, affald pr. funktionel enhed

Kilde-identifikation

Det er ofte nødvendigt at undersøge den store informationsmængde, der er indbefattet i resultatet af en livscyklusvurdering, for at opnå optimalt udbytte

af vurderingen. En proces er sammensat af en mængde faktorer, der alle bidrager til effektkategorierne. Ved at foretage en kildeidentifikation kan årsagerne til de enkelte bidrag findes.

Denne viden gør vurderingen mere brugbar for producenten, da denne allerede i udviklingsfasen kan ændre på faktorer med uønskede miljøeffekter.

I det følgende vil blive givet en oversigt over de væsentligste bidrag til kategorierne:

- Primær energi
- Ressourceforbrug
- Toksikologiske miljøeffekter
- Energirelaterede miljøeffekter
- Affald.

Primær Energi

Fordelingen af forbruget af primær energi i processerne i T-shirtens livstid kan ses i figur 1-3.

I opgørelsen af forbruget af primær energi er der ikke medtaget tryk eller flerfarvet mønster på T-shirten.

Tabel 1.1 Kildeidentifikation af de mest energikrævende processer i T-shirtens livsforløb.

	Forbrug af primær energi / MJ
Materialefasen	10% af det totale primære energiforbrug
Fiberfremstilling	Ca. 70% af fasens bidrag stammer fra transport af fibre, mens fremstilling af N-kunstgødning og pesticider udgør 13% af fasens energi forbrug.
Produktionsfasen	12% af det totale primære energiforbrug
Garnfremstilling	Ca. 55 % af produktionsfasens forbrug af primær energi stammer fra elforbruget ved garnfremstilling.
Strikning	Forbruget i denne proces stammer fra forbrug af dansk el. svarende til 10% af fasens forbrug.
Forbehandling	Forbruget af primær energi stammer i denne proces hovedsageligt fra fyring med naturgas, ca. 12%
Farvning	Forbruget af primær energi stammer i denne proces hovedsageligt fra fyring med naturgas, ca. 12%
Efterbehandling	Forbruget af primær energi stammer i denne proces hovedsageligt fra fyring med naturgas, ca. 12%
Konfektion	Godskrivning af energi fra genbrug af afskåret tekstil ca. 1 %.
Brugsfasen	78% af det totale primære energiforbrug
Vask (husholdning)	24% af fasens forbrug stammer fra elforbrug til opvarmning af vand i vaskemaskinen
Tørring i tørretumbler	68% af fasens forbrug skyldes brug af dansk el til drift af tørretumbleren
Strygning	8% af fasens forbrug stammer fra forbruget af dansk el
Bortskaffelsesfasen	-2% af det totale primære energiforbrug
Afbrænding	Godskrivning af den energi der vindes ved forbrændingen af T-shirten
Transportfasen	2% af det totale primære energiforbrug
Transport	Forbrug af fossile brændsler til benzin og diesel til div. køretøjer.

Beskrivelse af de væsentligste observationer

Det primære bidrag stammer fra transport af bomuldsfibre. Dette bidrag udgør 70% af det samlede forbrug af primær energi for fiberfremstillingen. 13% stammer fra fremstillingen af kunstgødninger og pesticider.

I modellen for T-shirten er udbringning af gødning og pesticider ikke medtaget.

Elforbruget til tørring af T-shirten i tørretumbler udgør det største bidrag i hele livsforløbet og er derfor et vigtigt fokuspunkt. Også forbruget af primær energi til vaskemaskinen udgør en væsentlig del af det samlede forbrug.

Ressourceforbrug

Fordelingen af ressourceforbruget i processerne i T-shirtens livstid kan ses i figur 1-4.

Tabel 1.2 Kildeidentifikation af de mest ressourcekrævende processer i T-shirtens livsforløb

	Råolie	Naturgas	Stenkul
<i>Materialefasen</i>	36% af det totale forbrug	38% af det totale forbrug	1% af det totale forbrug
Fiberfremstilling	Primært fra produktionen af kunstgødning og pesticider, samt transport af fibre	Primært fra produktionen af kunstgødning og pesticider, samt transport af fibre	Primært fra produktionen af kunstgødning og pesticider
Produktionsfasen	6% af det totale forbrug	43% af det totale forbrug	9% af det totale forbrug
Garnfremstilling	56% primært til elproduktion til spinding af garnet	1% primært til elproduktion til spinding af garnet	80% af fasens totale stenkulsforbrug grundet elforbrug
Strikning	6% primært grundet elforbrug	Uden betydning	16% af fasens totale stenkulsforbrug grundet elforbrug
Forbehandling	8% primært grundet elforbrug	30% primært grundet elforbrug	1% af fasens totale stenkulsforbrug grundet elforbrug
Farvning	14% primært til opvarmning af vand	33% primært til opvarmning af vand	4% af fasens totale stenkulsforbrug grundet elforbrug
Efterbehandling	9% primært fra elektrisk energi brugt til tørring	34% primært fra elektrisk energi brugt til tørring	1% af fasens totale stenkulsforbrug grundet elforbrug
Konfektion	7% af fasens totale råolie forbrug grundet genbrug af tekstil i andet produkt	2% af fasens totale naturgas forbrug grundet genbrug af tekstil i andet produkt	-2% af fasens totale stenkuls forbrug grundet genbrug af tekstil i andet produkt
<i>Brugsfasen</i>	46% af det totale forbrug	32% af det totale forbrug	91% af det totale forbrug
Vask (husholdning)	24% af fasens bidrag primært fra forbrug af dansk el	24% af fasens bidrag primært fra forbrug af dansk el	24% af fasens bidrag, primært fra forbrug af dansk el
Tørring	68% af fasens bidrag primært fra elforbruget ved tørring i tørretumbler	68% af fasens bidrag primært fra elforbruget ved tørring i tørretumbler	68% af fasens bidrag, primært fra elforbruget ved tørring i tørretumbler
Strygning	8% primært fra forbrug af dansk el	8% primært fra forbrug af dansk el	8% primært fra forbrug af dansk el
<i>Bortskaffelsesfasen</i>	-2% af det totale råolie forbrug kan godskrives	-14% af det totale naturgasforbrug kan godskrives	-1% af det totale stenkulforsbrug kan godskrives
Afbrænding	Afbrænding af T-shirten giver energi i form af varme, dette erstatter afbrænding af naturgas	Afbrænding af T-shirten giver energi i form af varme, dette erstatter afbrænding af naturgas	Afbrænding af T-shirten giver energi i form af varme
<i>Transportfasen</i>	15% af det totale forbrug	1% af det totale forbrug	Uden betydning
Transport	Forbrug af benzin og diesel	Forbrug af benzin og diesel	

Forbruget af Fe, Al og brunkul er af yderst begrænset mængde. Der er set bort fra dette ressourceforbrug her.

Det er forbruget af råolie og naturgas, der har størst betydning. Stenkul forbrændes ved produktion af dansk elektricitet.

Beskrivelse af de væsentligste observationer

Ved fiberfremstillingen er det hovedsagelig produktionen af pesticider og kunstgødning, der er energikrævende og derfor tegner sig for hovedparten af forbruget af råolie og naturgas. Det er her antaget, at der bruges europæisk el, hvorfor der ikke ses et stort forbrug af stenkul.

De energikrævende processer, som opvarmning af vand til farvning og varm luft til tørring, tegner sig for de væsentligste ressourceforbrug i denne fase. Farve- og efterbehandlingsprocessen er lige energikrævende. Efterbehandlingen primært pga. tørreprocessen.

Brugsfasen er den mest ressourcekrævende fase i T-shirtens livscyklus. Elforbruget tegner sig for hovedparten af ressourceforbruget. Vask i vaskemaskine i en alm. husholdning kræver energi til opvarmning af vaskevand. Tørring i tørretumbler kræver en stor mængde elenergi. Dansk el er primært baseret på forbrænding af stenkul, mens rum- og vandopvarmning ofte er baseret på forbrænding af naturgas og olie.

Der produceres energi ved forbrænding af T-shirten, som erstatter fossile brændstoffer. Men der forbruges samtidig ressourcer til drift af anlægget.

Hovedbidragene i denne fase er små. De stammer fra forbrug af råolie til fremstilling af diesel og benzin. Der er her regnet med at T-shirten transporteres til privat bolig med bil, men at der købes flere andre varer ved samme lejlighed.

Toksikologiske miljøeffekter

Toksikologiske miljøeffekter, opdelt i T-shirtens livscyklusfaser ses på figur 1.5.

Tabel 1.3 Kildeidentifikation for toksicitetskategorierne opdelt i

	Human toksicitet	Økotoksicitet	Persistent toksicitet
Materialefasen	Ca. 30% af det totale effektpotentialer stammer fra denne fase	98 % af det totale effektpotentialer stammer fra denne fase	Ca. 90% af det totale effektpotentialer stammer fra denne fase
Fiberfremstilling	Primært fra pesticider, emissioner til luft.	Ca. 90% af fasens bidrag stammer fra pesticider i bomulds dyrkning	Ca. 90% af fasens bidrag stammer fra pesticider i bomuldsdyrkning
Produktionsfasen	5% af det totale effekt potentialer kan tilskrives denne fase	Totalt set negativt bidrag pga. genbrugspotentialer i strikning og konfektionering	Totalt set negativt bidrag pga. genbrugspotentialer i strikning og konfektionering
Garnfremstilling	Ca. 75% af fasens bidrag skyldes forbrug af elektricitet ved spinding af garn	Ca. 4% af fasens positive bidrag skyldes forbrug af elektricitet	Ca. 10% af fasens positive bidrag til effekt potentialer skyldes elforbrug ved spinding af garn
Strikning	Godskrivning af effektpotentialer pga. genbrugs-muligheder i denne proces	Godskrivning af effektpotentialer pga. genbrugsmuligheder i denne proces	Godskrivning af effektpotentialer pga. genbrugsmuligheder i denne proces
Forbehandling	Ca. 5% af fasens positive bidrag skyldes elforbruget	Ikke noget væsentligt bidrag	Bidraget på 20% af fasens positive bidrag stammer fra vaskemidlet, der anvendes inden garnet farves
Farvning	Ca. 8% af fasens positive bidrag skyldes elforbruget	Farvningen udgør 1% af fasens samlede positive bidrag stammende fra brugen af reaktivfarvestoffer.	2 % af fasens positive bidrag til toksicitetspotentialer skyldes brug af reaktivfarvestoffer og elektricitet
Efterbehandling	Ca. 5% af fasens positive bidrag skyldes elforbruget	Denne proces bidrager med det største økotoksicitets- potentialer. 95% af fasens positive bidrag i denne fase skyldes blødgørings-processen.	Ca. 65% af fasens positive bidrag til toksicitetspotentialer skyldes brug af blødgøringsmiddel.
Konfektion	Godskrivning af effektpotentialer pga. genbrugs-muligheder i denne proces	Godskrivning af effekt- potentialer pga. genbrugsmuligheder i denne proces	Godskrivning af effekt- potentialer pga. genbrugsmuligheder i denne proces
<i>Brugsfasen</i>	Ca. 60 % af det samlede bidrag	Ca. 4% af det samlede bidrag	Ca. 15% af det samlede bidrag
Vask	Ca. 25 % af denne fases effektpotentialer stammer fra vaskemidlet	Ca. 55% af denne fases effektpotentialer stammer fra vaskemidlet	92% af denne fases effekt- potentialer stammer fra detergenter i vaskemidlet
Tørring i tørretumbler	Ca. 68% af fasens bidrag skyldes brug af dansk el	Ca. 40 % af denne fases effektpotentialer skyldes elforbrug til tørretumbler	Ca. 7 % af fasens bidrag skyldes elforbrug til tørretumbler
Strygning	Ca. 7% af fasens bidrag skyldes elforbrug til strygning	Ca. 5% af fasens bidrag skyldes elforbrug til strygning	Ca. 1% af fasens bidrag skyldes elforbrug til strygning
<i>Bortskaffelsesfasen</i>	Negativt bidrag pga. nyttiggørelse af energi	Negativt bidrag pga. nyttiggørelse af energi	Negativt bidrag pga. nyttiggørelse af energi
Afbrænding			
Transportfasen	4% af det samlede effektpotentialer	Ingen væsentlige bidrag	Ingen væsentlige bidrag
Transport	Fra afbrænding af fossile brændsler		

Beskrivelse af de væsentligste observationer

I produktionsfasen er strikning og konfektionering antaget at bidrage med et genbrugspotentialer, der kan godskrives fiberfremstillingen. Det resulterer i at produktionsfasen totalt set bidrager negativt til øko- og persistent toksicitetseffektpotentialer. I tabellen er det positive bidrag fra

produktionsfasen alene beregnet og anvendt som total værdi. Selve fasens bidrag er beregnet ud fra det totale potentiale, dvs. inklusive de negative bidrag.

De væsentligste faktorer i denne opgørelse er øko- og persistent toksiciteten fra dyrkningen af bomuld. De høje effektpotentialer skyldes brugen af pesticider: herbicid, insekticid, fungicid, vækstregulator og afløvningsmiddel.

Detergenter i vaskemidlerne resulterer i bidrag primært til human- og persistenttoksicitet, desuden er der et mindre bidrag til økotoksicitet (primært stammende fra alkoholethoxylat). Det er dog væsentligt at nævne, at bidragene fra denne fase er små i forhold til bidragene fra fiberfremstillingen.

Elproduktion bidrager også til toksicitetskategorierne. Minedrift frigiver nogle uønskede stoffer til miljøet, for eksempel strontium. Samme situation gør sig gældende i tørreprocessen.

Energirelaterede miljøeffekter

De potentielle energirelaterede miljøeffekter fra T-shirtens livscyklusfaser er fordelt som vist på figur 1.6.

Tabel 1.4 Kildeidentifikation af energirelaterede miljøeffektpotentialer

	Drivhuseffekt	Forsuring	Nærings salt-belastning	Fotokemisk ozondannelse
Materialefasen	8% af det samlede bidrag	14% af det samlede bidrag	20% af det samlede bidrag	32% af det samlede bidrag
Fiberfremstilling	Stammende primært fra forbrænding af fossilt brændstof samt energi til fremstilling af N-kunstgødning	Stammende fra primært forbrænding af fossilt brændstof samt energi til fremstilling af N-kunstgødning	Stammende fra forbrænding af fossilt brændstof samt energi til fremstilling af N-kunstgødning	Stammende fra forbrænding af fossilt brændstof
Produktionsfasen	10% af det samlede bidrag	8% af det samlede bidrag	8% af det samlede bidrag	7% af det samlede bidrag
Garnfremstilling	60% af fasens bidrag stammer fra elforbruget i denne proces	78% af fasens bidrag stammer fra elforbruget i denne proces	71% af fasens bidrag stammer fra	Hovedparten, ca. 36%, af fasens bidrag stammer fra uforbrændt brændstof i forbindelse med transport
Strikning	12% af fasens bidrag grundet elforbrug	14% af fasens bidrag grundet elforbrug	11% af fasens bidrag grundet elforbrug	Ikke væsentlig
Forbehandling	8% af fasens bidrag grundet elforbrug	3% af fasens bidrag grundet elforbrug	7% af fasens bidrag grundet elforbrug	16% af fasens bidrag grundet uforbrændt brændstof i forbindelse med transport
Farvning	11% af fasens bidrag grundet elforbrug	6% af fasens bidrag grundet elforbrug	10% af fasens bidrag grundet elforbrug	20% af fasens bidrag grundet uforbrændt brændstof i forbindelse med transport
Efterbehandling	9% af fasens bidrag grundet elforbrug	4% af fasens bidrag grundet elforbrug	8% af fasens bidrag grundet elforbrug	18% af fasens bidrag grundet uforbrændt brændstof i forbindelse med transport
Konfektion	Godskrivning af det minimale bidrag grundet vurderet genbrugspotentiale	-4% Godskrivning af bidraget grundet vurderet genbrugspotentiale	-6% Godskrivning af bidraget grundet vurderet genbrugspotentiale	10% grundet ufuldstændig afbrænding af fossile brændstoffer
Brugsfasen	82% af det samlede bidrag	78% af det samlede bidrag	68% af det samlede bidrag	26% af det samlede bidrag
Vask (husholdning)	24 % af fasens effekt-bidrag skyldes el til opvarmning af vand i vaskemaskinen	24% forklaring se drivhuseffekt	24% forklaring se drivhuseffekt	24% forklaring se drivhuseffekt
Tørring i tørretumbler	68% af fasens effekt-potentiale skyldes forbruget af el til tørretumbler	68% af fasens effekt-potentiale skyldes forbruget af el til tørretumbler	68% af fasens effekt-potentiale skyldes forbruget af el til tørretumbler	68% grundet ufuldstændig forbrænding i forbindelse med transport
Strygning	8% af fasens effekt-potentiale skyldes forbruget af el til strygejern	8% af fasens effekt-potentiale skyldes forbruget af el til strygejern	8% af fasens effekt-potentiale skyldes forbruget af el til strygejern	8% grundet ufuldstændig forbrænding i forbindelse med elproduktion
Bortskaffelsesfase	Godskrivning af effekt-potentiale pga. udnyttelsen af energi fra afbrænding, ca. -2% af total	Godskrivning af effekt-potentiale pga. udnyttelsen af energi fra afbrænding, ca. -1% af total	Godskrivning af effekt-potentiale pga. udnyttelsen af energi fra afbrænding ca. -1% af total	Ca. 1% af det totale bidrag stammer fra afbrændingen af T-shirten
Afbrænding				
Transportfasen	2% af det samlede bidrag	2% af det samlede bidrag	4% af det samlede bidrag	34% af det samlede bidrag
Transport	Kørsel med diesel og benzindrevne køretøjer	Forbrænding af fossile brændstoffer	Forbrænding af fossile brændstoffer	Forbrænding af fossile brændstoffer

Beskrivelse af de væsentligste observationer

Ufuldstændig forbrænding bidrager til fotokemisk ozondannelse, mens afbrænding af fossile brændstoffer generelt bidrager til alle kategorierne.

Afbrændingen af fossile brændstoffer til transport af bomuldsfibrene og elforbrug ved fremstillingen af kunstgødning og pesticider er hovedårsagen til miljøeffektbidragene fra denne fase.

I denne fase er det ligeledes elforbruget, der tegner sig for hovedparten af effektpotentialerne, særligt processen, hvor garnet fremstilles, er energikrævende.

Fasen hvor T-shirten forbruges, er absolut hovedbidrager til de energirelaterede miljøeffektpotentialer. Det skyldes elektricitet til drift af tørretumbler, strygejern og opvarmning af vand og drift af vaskemaskine. Der er ikke medtaget energiforbrug fra fremstillingen af vaskemidlerne. Havde det været inkluderet, ville bidraget fra denne fase være endnu større. Dette resultat indikerer, at forbrugeren har stor indflydelse på T-shirtens samlede miljøprofil.

Affald

Kategorien affald har størst betydning i fiber-, garnfremstillingen samt i brugsfaseprocesserne, se figur 1.7. "Affald til deponi" er reelt en ikke termineret udveksling - det er endnu ikke muligt at foretage en opgørelse af disse udledninger på en tilfredsstillende måde, da graden og effekten af de emissioner, der er fra deponierne, ikke kendes i tilstrækkeligt omfang til, at der kan opstilles en model.

Tabel 1.5. Identifikation af processer med størst bidrag til de fire affaldskategorier

	Volumenaffald	Slagge og aske	Radioaktivt affald
<i>Materialefasen</i>	11% af total	2% af total	54% af total
Fiberfremstilling	Mindre bidrag fra mange processer	Mindre bidrag fra mange underprocesser	Fra europæisk elproduktion
Produktionsfasen	8% af total	10% af total	3% af total
Garnfremstilling	82% af fasens bidrag stammer fra denne proces. Primært fra produktion af el	80% af fasens bidrag stammer fra denne proces. Primært fra afbrænding af spild-bomuld	93% af det positive bidrag til fasens radioaktive affald grundet import af svensk el produceret på atomkraftværk
Strikning	16% af fasens bidrag stammer fra denne proces primært fra produktion af el	15% af fasens bidrag stammer fra denne proces primært fra afbrænding af spildbomuld	Negativt bidrag til fasens samlede mængde radioaktive affald pga. genbrug og godskrivning af europæisk el fra fiberfremstilling
Forbehandling	1% af fasens bidrag stammer fra denne proces primært fra produktion af el	1% af fasens bidrag stammer fra denne proces primært fra produktion af el	2% af det positive bidrag til fasens radioaktive affald grundet import af svensk el produceret på atomkraftværk
Farvning	5% af fasens bidrag stammer fra denne proces primært fra produktion af el	3% af fasens bidrag stammer fra denne proces primært fra produktion af el	3% af det positive bidrag til fasens radioaktive affald grundet import af svensk el produceret på atomkraftværk
Efterbehandling	1% af fasens bidrag stammer fra denne proces primært fra produktion af el	2% af fasens bidrag stammer fra denne proces primært fra produktion af el	2% af det positive bidrag til fasens radioaktive affald grundet import af svensk el produceret på atomkraftværk
Konfektion	-5% af fasens bidrag, som godskrives pga. genbrugspotentiale	-1% af fasens bidrag, som godskrives pga. genbrugspotentiale	Negativt bidrag til fasens samlede mængde radioaktive affald pga. genbrug og godskrivning af europæisk el fra fiberfremstilling
<i>Brugsfasen</i>	82% af total, primært stammende fra produktion af el.	86% af total, primært stammende fra produktion af el.	40% af total, primært stammende fra produktion af el.
Vask (husholdning)	24% af fasens bidrag	24% af fasens bidrag	24% af fasens bidrag
Tørring i tørretumbler	68% af fasens bidrag	68% af fasens bidrag	68% af fasens bidrag
Strygning	8% af fasens bidrag	8% af fasens bidrag	8% af fasens bidrag
<i>Bortskaffelsesfasen</i>	-2% af total	2% af total	2% af total
Afbrænding	Godskrivning af affaldsmængde	Affald fra forbrændingsanlægget	Affald fra forbrændingsanlægget
Transportfasen	Ingen nævneværdige bidrag	Ingen nævneværdige bidrag	Ingen nævneværdige bidrag
Transport			

Beskrivelse af de væsentligste observationer

Bidragene til disse effektkategorier er begrænsede set over hele T-shirtens livscyklus. I kildeidentifikationen er kategorien "farligt affald" ikke kommenteret, da bidragene herfra blev vurderet så små, at de ikke har indflydelse på T-shirtens miljøprofil.

Der er ingen primær kilde til bidragene i fiberfremstillingen med undtagelse af det radioaktive affald, der stammer fra brugen af europæisk elektricitet, hvor dele af elektriciteten produceres på atomkraftværker.

Denne fase vejer tungest i affaldsregnskabet. Det store forbrug af el til vask og tørring resulterer i højre bidrag til især "volumen" og "slagge og aske" kategorierne. Det radioaktive bidrag ved brug af dansk el skyldes udvekslingen med Sverige, hvor Danmark importerer og eksporterer elektricitet fra/til. I Sverige produceres en mængde el på atomkraftværker.

Ved afbrænding af T-shirten omdannes noget volumenaffald til slagge og aske. Derfor det negative bidrag i denne kategori.

What-if simuleringer

Miljøprofilen af et givent produkt, her en T-shirt, kan påvirkes dels af producentens, dels af forbrugerens valg. For at synliggøre konsekvenserne af mulige ændringer i produktets livsforløb er der udarbejdet en række scenarier med fokus på hhv. producent og forbruger.

Ved at ændre enkelte eller flere af referencebetingelserne er det muligt at danne et billede af konsekvensernes omfang grundet de valg producent og forbruger har foretaget. Efterfølgende kan de to gruppers indflydelse på det endelige resultat vurderes.

I det følgende vil scenarierne blive vurderet i forhold til hhv. producentreferencen eller forbrugerreferencen. Sidstnævnte er identisk med hovedscenariet.

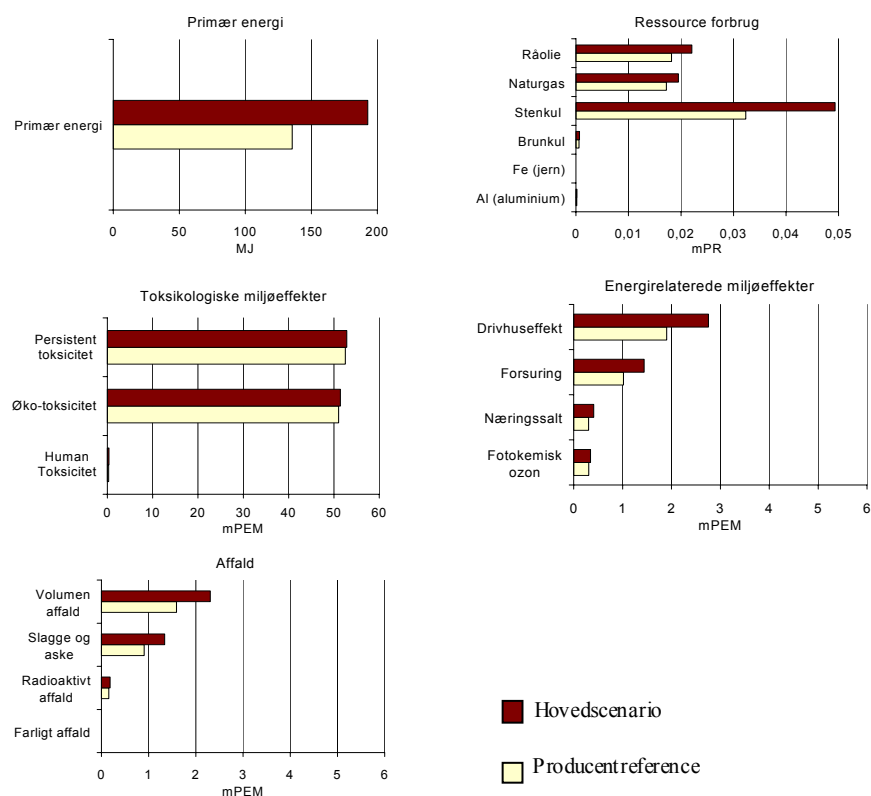
Konsekvenser af valg hos producent

Producenten har indflydelse på alle processer fra udvinding af råmaterialer til det færdige produkt forlader distributionen. Producenten kan til en vis grad også påvirke processerne i brugsfasen. Det er dog ikke muligt for producenten at påvirke alle forbrugere af produktet til at handle ens. For at tage hensyn til dette er der udarbejdet en producentreference, hvoraf en reduceret mængde af belastningerne fra brugsfasen er inkluderet.

Dvs. vask efter brug, som defineret i den funktionelle enhed, ingen brug af blødgøringsmiddel ved vask i privat husholdning og tørring i tørretumbler efter hver anden vask. Det antages at T-shirten lufttørres det resterende antal gange.

Producentreferencen er udarbejdet for at give producenten et realistisk billede af produktionsfasens indflydelse på produktets samlede miljøprofil set i forhold til en gennemsnitlig brugsfase.

I forbindelse med brug af en T-shirt antages følgende gennemsnit: Vask efter hver gang T-shirten har været brugt 1 dag, som beskrevet i den funktionelle enhed, intet brug af blødgøringsmiddel ved vask i privat husholdning. T-shirten tørres i tørretumbler 50% af gangene. De resterende gange antages det, at T-shirten lufttørres på en tørresnor. Det antages at T-shirten stryges i 10% af gangene den vaskes.



Figur 1.8 Hovedscenariet sammenholdt med producentreferencen

Af figur 1.8 ses at producent-reference-scenariet har et 30% lavere forbrug af primær energi per funktionel enhed end hovedscenariet. Dette skyldes et lavere forbrug af elektrisk energi i brugsfasen. Af samme årsag er de energirelaterede miljøeffekter reduceret 10 - 30%.

Ressourceforbruget er 20 - 30% lavere i producentreferencen grundet de reducerede belastninger i brugsfasen. De kemikalie relaterede miljøeffekter er kun reduceret med knap 1%, hvilket skyldes, at de væsentligste bidrag til disse effektkategorier stammer fra bomuldsfiberproduktionen, som er ens i de to scenarier.

I det følgende præsenteres resultatet af scenarierne, som summerede bidrag over hele livsforløbet og sammenlignes med producentreferencescenariet.

Scenarier - producent

Råvarevalg

Scenario 1: Råvarevalg - Økologisk bomuld

Scenario 2: Råvarevalg - Halveret spild af bomuld

Produktionsfasen

Scenario 3: Kemikalievalg - Valg af reaktivfarvestoffer

Scenario 4: Kemikalievalg - Valg af blødgøringsmiddel
- 100% udvaskning af blødgøreren i brugsfasen

Scenario 5: Kemikalievalg - Brug af ægthedsforbedrer

Brugsfasen

Scenario 6: Brugsfasen - Forlænget tekstillevetid

Scenario 7: Brugsfasen - Farveafsmitning

Påvirkning af forbrugeren

Scenario 8: Påvirkning af forbrugeren - Ingen tumbleretørring

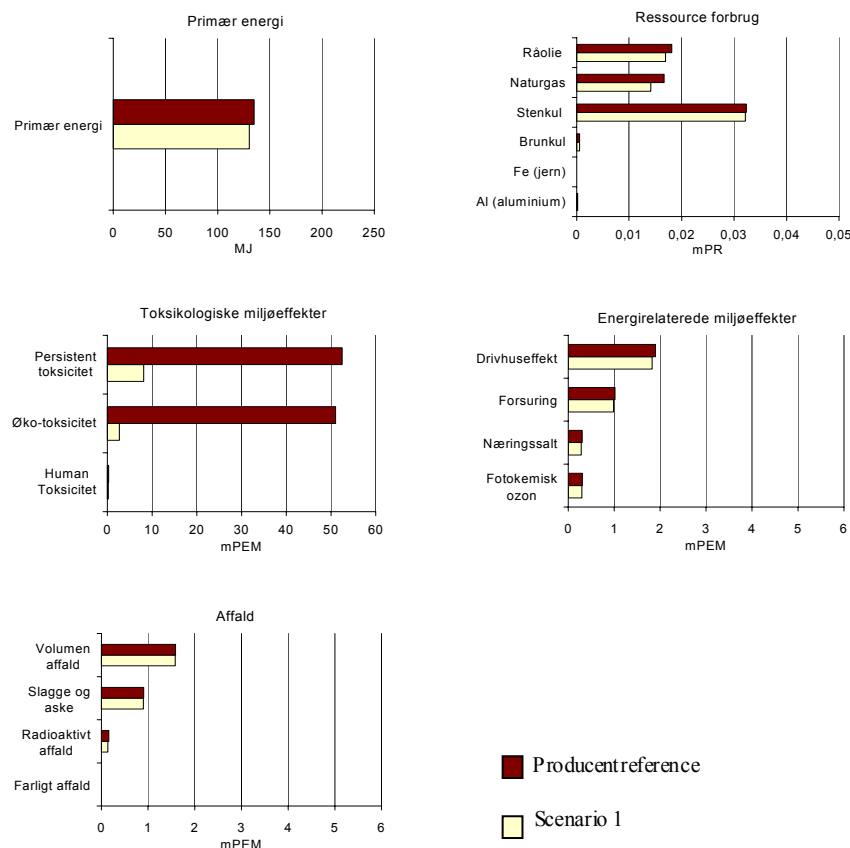
Scenario 9: Påvirkning af forbrugeren - Strygefri T-shirt

Scenario 1: Råvarevalg - Økologisk bomuld

De toksikologiske miljøeffekter er de højest vægtede miljøeffektpotentialer i T-shirtens livsforløb. Dette er identificeret til primært at skyldes brugen af pesticider ved dyrkningen af bomuld.

Til vurdering af de anvendte kemikaliers betydning ved konventionel dyrkning af bomuld ændres materialet til økologisk bomuld. Herved forsvinder brugen af pesticider og kunstgødning. En yderligere gevinst er, at den transport, der kræves for at sprede disse stoffer på markerne, forsvinder. Dog skal det tilføjes, at der til økologisk jordbrug anvendes en del mekanisk ukrudtsbekæmpelse og transport til at sprede organisk gødning. Transport er dog ikke medtaget i hverken hoved- eller producentreferencescenarierne. Mindre transportmængde mindsker forbruget af fossilt brændstof og dermed også dele af de energirelaterede miljøeffekter. Desuden forsvinder udvaskningen af pesticider i forblegningen i forbehandlingen ved økologisk produktion.

Til konventionel dyrkning af bomuld anvendes op til ca. 18 kg pesticid pr. kg bomuld. I hovedscenariet er der anvendt et vurderet gennemsnit fra bomuldsdyrkning i USA og Sydamerika. Pesticidernes effekt på miljøet er vurderet og faktorerne er inkluderet i databasen. Pesticidrester kan forårsage humantoksiske effekter under den videre forarbejdning af bomuldsfibrene. Disse rester er antaget at blive vasket ud af bomulden under vådbehandlingen.



Figur 1.9 Resultatet af scenario 1 – Markant effekt på kemikalierelaterede miljøeffekter

Forbruget af primær energi ændrer sig ikke væsentligt, ca. 4 % i T-shirtens samlede livsforløb. Det skyldes at hovedparten af energiforbruget stammer fra processerne i produktions- og brugsfasen og disse er uændrede i dette scenario.

Som det ses på figur 1.9 reduceres de toksikologiske miljøeffekter væsentligt ved brug af økologisk dyrket bomuld. Persistent toksicitet er reduceret med 85%, mens økotoksicitet er reduceret med 95 % i forhold til referencescenariet.

De energirelaterede miljøeffekter, drivhuseffekt, næringssaltbelastning og den fotokemiske ozondannelse er reduceret 5 - 10%. Årsagen er, at der ikke længere er bidrag til disse potentialer fra produktionen af kunstgødning og pesticider. Samme årsag er gældende for affaldskategorierne.

Konklusion på scenario 1 - økologisk bomuld anbefales

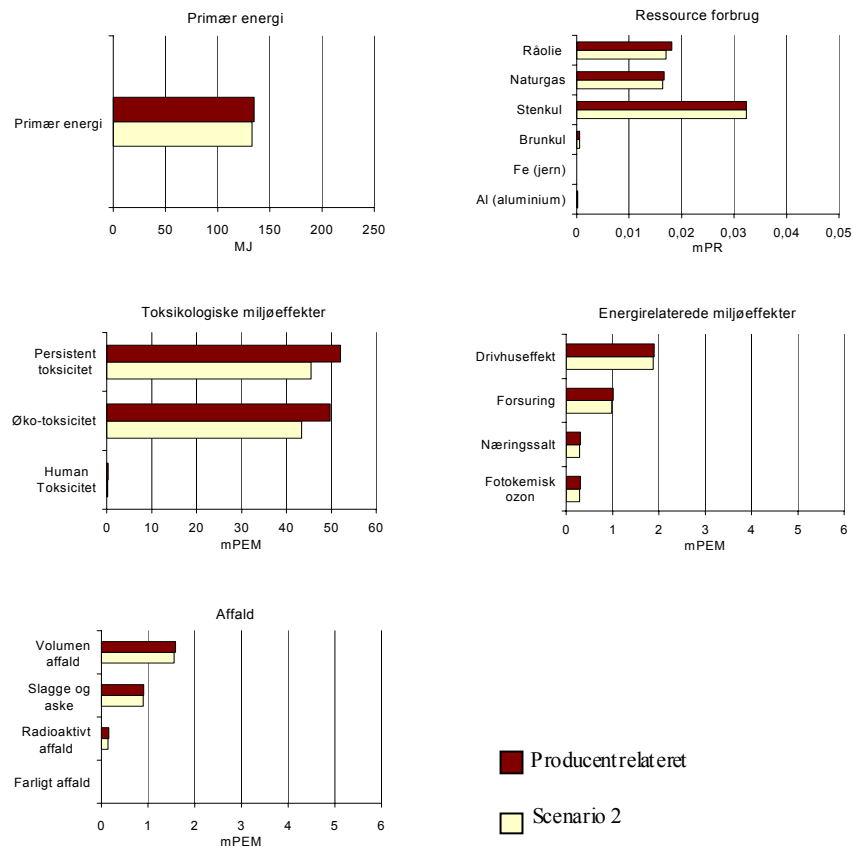
Det kan konkluderes at producenten har stor mulighed for at påvirke tekstilets samlede miljøprofil, især de toksikologiske miljøeffektpotentialer. Anvendelse af økologisk bomuld frem for konventionelt dyrket bomuld kan klart anbefales i videst muligt omfang. Det skal ligeledes tages med i betragtning, at mange af de midler, der anvendes til bomuldsdyrkning, er sundhedsskadelige for mennesker. Ved forkert eller uforsigtig anvendelse kan underleverandøren udsætte sig selv og sine ansatte for sundhedsfare. Udvaskning af pesticidrester i div. forarbejdnings-processer er endnu en årsag til at undgå konventionel dyrket bomuld.

Scenario 2: Råvarevalg - Halveret spild af bomuld

Garnproduktionen for bomuldsgarn er forbundet med stort spild. I fremstilling af kartet bomuld er der ca. 15% spild. I kæmmet bomuld ca. 30% spild (alene 15% fra kæmningen).

Ved fremstilling af kæmmet bomuld er der mulighed for at bruge fiberaffaldet til garner af lavere kvaliteter. I producentreferencen antages det, at fiberaffald ikke recirkuleres, dvs. 30% spild. Der foreligger for få oplysninger til at kunne anslå, hvor stor en del af affaldet der kan genanvendes, men potentialet eksisterer.

I dette scenario er spildet anslået til at være reduceret til 15%. T-shirten antages at veje det samme som i referencescenariet.



Figur 1.10 Resultat af scenario 2 – halveret spild

Reduktionen skyldes, at der skal produceres en mindre mængde bomuldsfibre til fremstilling af 1 stk. T-shirt. Som følge af det lavere spildniveau forbrændes en mindre mængde bomuld i forbrændingsanlæg og derved vindes en mindre mængde energi i garnfremstillingsfasen. Konsekvensen af det reducerede spild er en reduktion af det samlede forbrug af primær energi på 2% i forhold til producentreferencen. En tilsvarende reduktion ses i forbruget af råolie, 7%, og naturgas, 5%, samt bidraget til drivhusgas, 2%.

I affaldskategorierne ses en begrænset reduktion af volumenaffald og slagge og aske på mellem 1 og 3 %. Reduktionen skyldes også her det mindre forbrug af fossile brændsler. Ændringen i scenariet påvirker ikke brugen af elektricitet i produktions- og brugsfasen, der er de primære kilder til de nævnte effekttyper.

De toksikologiske miljøeffektpotentialer i fiberfremstillingen er reduceret med ca. 15% på grund af den mindre mængde dyrkede bomuld pr. T-shirt.

Konklusion på scenario 2 - reducere af spild kan anbefales

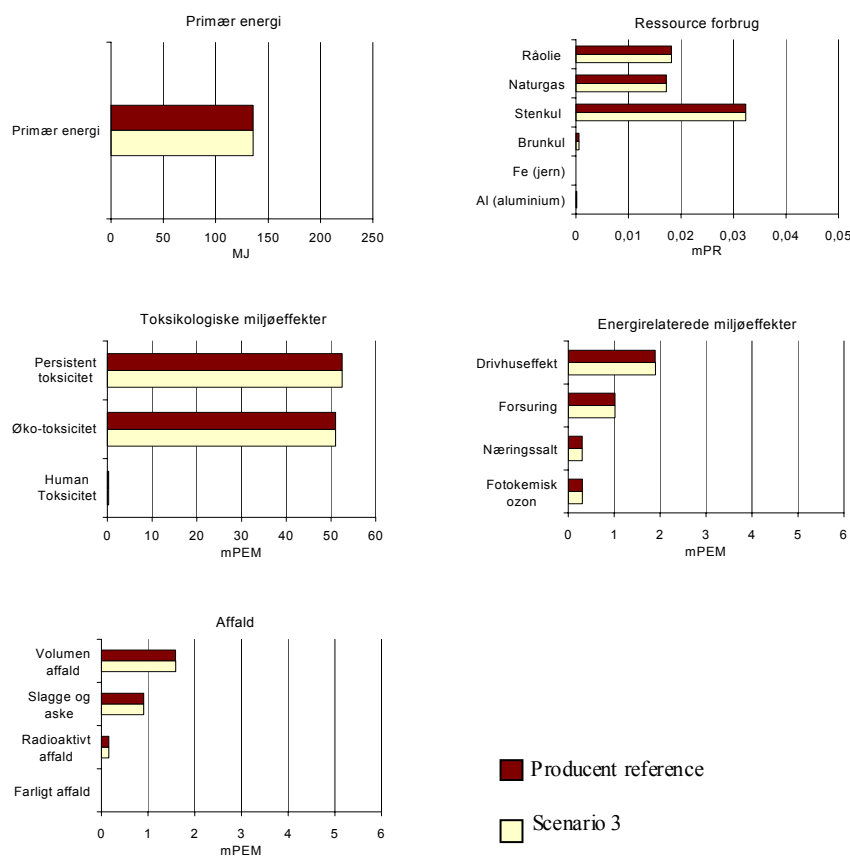
Det kan konkluderes at reduktionen af de toksikologiske miljøeffektpotentialer er en væsentlig årsag til at fokusere på et mindre spild i produktionsprocesserne. Dette er naturligvis ikke entydigt, men afhænger til dels af tilstanden af det regionale og lokale miljø på produktionsstedet, tilstedeværelsen af renseanlæg og dets effektivitet overfor primært pesticidrester. Minimering af spild i alle processer, af hovedmateriale, men også af hjælpekemikalier, energi mm. kan ofte forbedre produktets miljøprofil, samt skabe grundlag for en økonomisk mere fordelagtig produktion.

Scenario 3: Råvarevalg - Valg af reaktivfarvestoffer

Farvestofferne i farveprocessen bidrager til de toksikologiske miljøeffektpotentialer, om end i væsentlig mindre udstrækning end pesticider og kunstgødning ved dyrkning af konventionel bomuld. I databasen eksisterer kun effektfaktorer for et enkelt reaktivfarvestof "Reaktive black 5", i producentreferencen er de anvendte farvestoffer, "Reaktivfarvestof 2 og 3", alle tildelt samme effektfaktorer. Det skal bemærkes, at den begrænsede viden om store dele af farvepaletten gør, at denne antagelse ikke bør ses som repræsentativ for hele gruppen af farvestoffer.

Det er antaget at 85% af det doserede farvestof adsorberer til tekstilet, resten ledes med spildevandet til et renseanlæg. Af den mængde reaktivfarvestof der ledes til renseanlæg, udledes 90% til vand og 10% til jord, da reaktivfarvestoffer kun adsorberer til slam i ringe grad. Farvestofferne bidrager hovedsageligt til kronisk økotoksicitet, som giver udslag i søjlen med persistent toksicitet. Producentreferencen er baseret på disse antagelser.

I dette scenario er farvestoffernes toksikologiske effektfaktorer sat til nul for at muliggøre en vurdering af farvestoffernes indflydelse på den totale profil.



Figur 1.11 Resultatet af scenario 3 – ingen væsentlige konsekvenser

Af figur 1.11 ses det, at der ikke er nævneværdige ændringer mellem producentreferencen og scenario 3. Resultatet viser, at farvestofferne kun har minimal indflydelse på toksicitetspotentialerne i forhold til pesticider og kunstgødning.

Totalt set reduceres toksicitetspotentialerne med mindre end 1 promille. Herunder noteret at det kun er et enkelt reaktivfarvestof, der ligger til grund for bidraget i producentreferencen. I farveprocessen alene reduceres persistenttoksicitet med 60% ved fjernelse af effektfaktorerne, mens økotoksicitetspotentialet øges svagt. Det resterende bidrag i farveprocessen stammer primært fra elforbruget til opvarmning af vand.

Konklusion på scenario 3 - Valg af reaktivfarvestoffer, indhente mere viden

Det kan således konkluderes, at producenten skal fokusere på at indhente viden om de anvendte farvestoffer og deres indvirkning og nedbrydelighed i miljøet. Faktorerne i dette værktøj kan anvendes som sammenligningsgrundlag og dermed danne baggrund for at vælge mere miljøvenlige reaktivfarvestoffer. Konsekvenserne af valget er dog begrænsede i sammenligning med bidragene til de toksikologiske miljøeffektpotentialer fra dyrkningen af konventionel bomuld. Producenten bør fokusere miljøindsatsen omkring en mindselse af energiforbrug, reduceret forbrug af pesticider under bomuldsdyrkningen, minimering af spild mm. frem for at søge efter nye reaktivfarvestoffer.

Scenario 4: Råvarevalg - Valg af blødgøringsmiddel

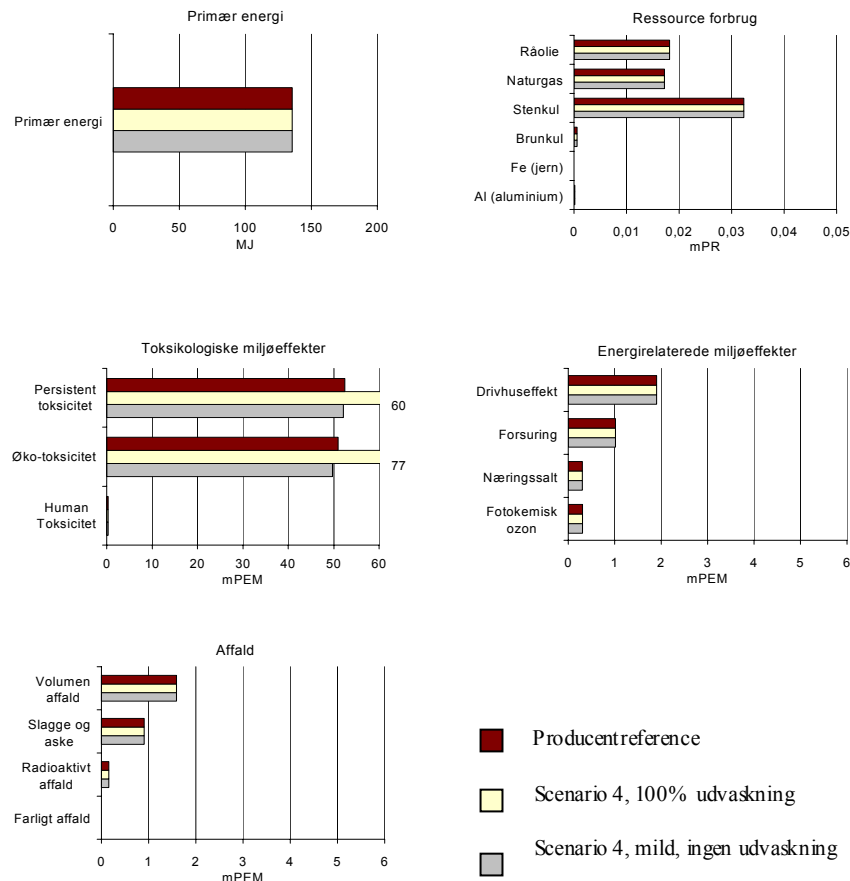
I dette scenario illustreres hvilken indflydelse valg af blødgøringsmiddel har samt betydningen af en eventuel udvaskning af blødgøringsmiddel i brugsfasen. I producentreferencen er det mest anvendte blødgøringsmiddel inkluderet i modellen for T-shirtens livsforløb. Dette kemikalie er det mest toksiske af UMIP-TEX databasens to blødgøringsmidler. Det er antaget at 85% af den tilsatte mængde adsorberer til tekstilet og ikke udvaskes i brugsfasen.

Det er søgt tydeliggjort, hvilken indflydelse udvaskning af blødgøringsmiddel i brugsfasen har på den samlede miljøprofil.

- Det antages derfor, at 100% af blødgøringsmiddel udvaskes i brugsfasen. Det er illustreret i nedenstående figur.

Producenten har mulighed for at anvende blødgøringsmidler af mere eller mindre toksisk karakter.

- Det antages derfor, at et mindre toksisk kemikalie anvendes. Ligesom i producentreferencen er forudsætningen, at 85% af det tilsatte stof forbliver på tekstilet, og at der ikke vaskes noget af stoffet ud under brugsfasen.



Figur 1.12 Resultat af scenario 4

Producenten har flere muligheder for at ændre blødgøringsprocessen, der kan foretages vha. forskellige teknikker:

- Tilsætning af blødgøringsmiddel i en vådbehandlingsproces.
- Blødgøringsmiddel kan sprayes på det vævede eller strikkede tekstil gennem dyser.
- Tekstilbanerne kan ledes gennem et kar med blødgøringsmiddel, hvor midlet udtrækkes eller opsuges af tekstilet.
- Mekanisk blødgøring af tekstilbanerne, hvor fibre blødgøres ved gentagne mekaniske påvirkninger.

Der er ikke inkluderet data for fremstilling af blødgøringsmidlerne, hvorfor det alene er de toksikologiske miljøeffektpotentialer, der ændres som følge af dette scenarios antagelser.

Af figur 1.12 fremgår det, at størst indflydelse har antagelsen om udvaskning i brugsfasen. Her stiger bidraget med 15 – 50% i de toksikologiske miljøeffektpotentialer for hhv. persistent- og økotoksicitet. Valget af et mindre toksisk blødgøringsmiddel har ikke umiddelbart stor effekt pga. de høje bidrag til disse kategorier fra bomuldsdyrkingen.

Konklusion på scenario 4 - Udvasning i brugsfasen har stor betydning

Det kan konkluderes at udvaskningen i brugsfasen har størst betydning for det samlede resultat. Dette skyldes især antagelsen om, at 100% af den tilførte mængde blødgøringsmiddel udledes via renseanlæg til vand og jord gennem T-shirtens livsforløb.

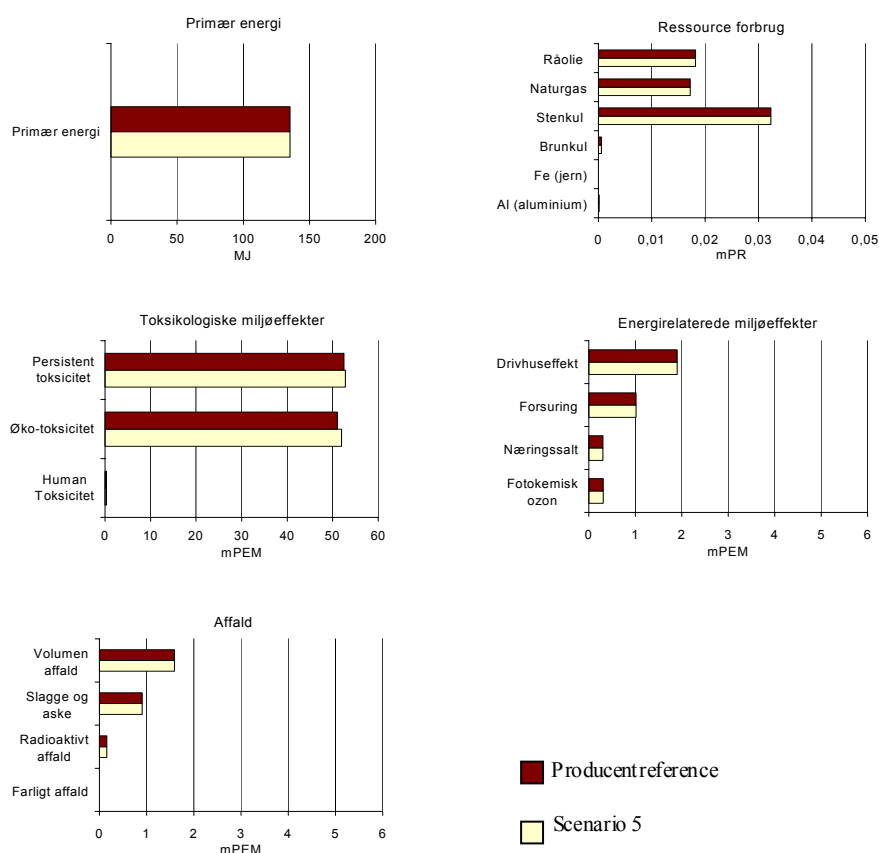
Valget af et mindre toksisk blødgøringsmiddel reducerer det totale bidrag til de toksikologiske miljøeffekter med ca. 2%. Reduktionen kan synes ubetydelig, men har stor indflydelse på produktets miljøprofil i produktionsfasen. Miljømærkelovgivningen påpeger, hvilke stoffer der bør udfases, og hvilke der helt skal undgås set fra et miljømæssigt synspunkt. Dette kan være en ledetråd i miljøarbejdet på den enkelte virksomhed.

Scenario 5: Råvarevalg - Brug af ægthedsforbedrer

For at opnå en højere kvalitet af bomulds T-shirten kan tekstilet behandles med ægthedsforbedrer i samme bad som blødgøreren tilsættes. Ægthedsforbedrerens bevirker, at det farvede tekstil har en bedre vaskeægthed, dvs. at risiko for afsmitning ved vask med andet tekstil reduceres, og at produktet kan modstå flere vaske uden at ændre farve.

Det antages i dette scenario, at der anvendes ægthedsforbedrer - 85% adsorberer til tekstilet.

For at illustrere betydningen af denne proces er der i scenario 5 gjort den grove antagelse at tildele ægthedsforbedrerens samme toksicitetsfaktorer som blødgøringsmidlet i producentreferencen, da der ikke er udarbejdet effektfaktorer specifikt for ægthedsforbedrerens. Det har ikke været muligt at identificere den kemiske struktur af ægthedsforbedrerens, udover at der i lighed med det nævnte blødgøringsmiddel kan være tale om et kationaktivt stof. Det antages, at 85% af den doserede mængde adsorberer til tekstilet, resten ledes gennem renseanlæg inden udledning til miljøet.



Figur 1.13 Resultat af scenario 5 – mindre ændringer i toksikologiske miljøeffekter

Af resultatfigurerne ses, at ændringerne, vurderet over hele livsforløbet, er minimale. I forhold til producentreferencen øges bidraget til økotoksicitet med knap 2%, mens bidraget til persistent toksicitet kun øges med knap 1%. Som i scenario 4 overskygges bidragene af de store miljøeffektpotentialer fra fiberfremstillingen. Var T-shirten fremstillet af økologisk bomuld ville bidraget fra ægthedsforbedreren syne mere væsentligt.

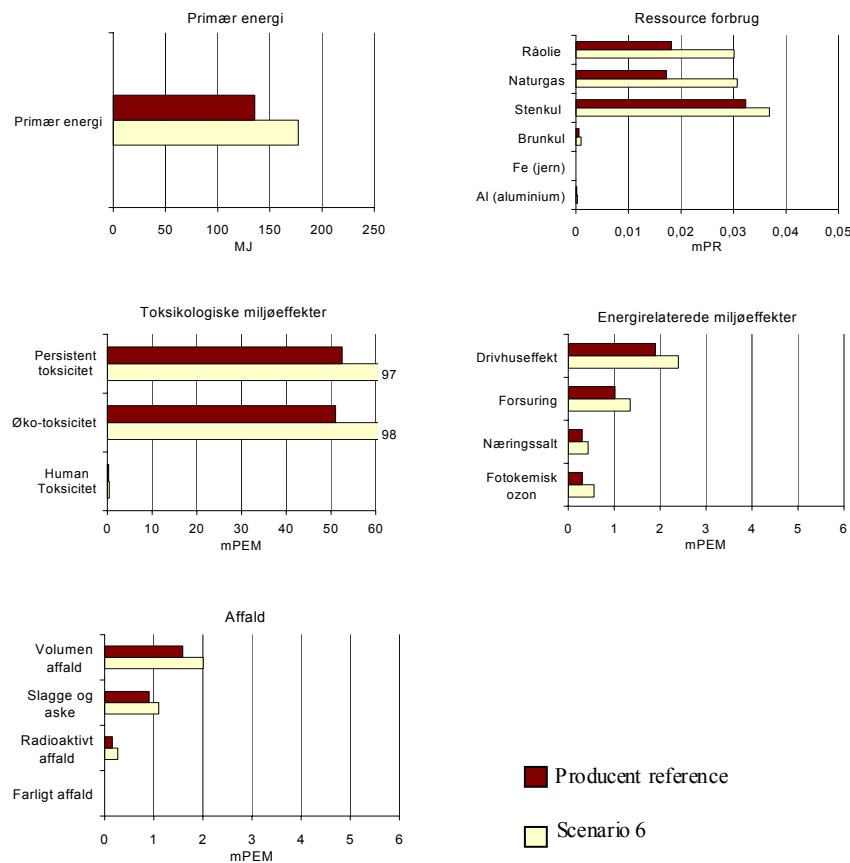
Konklusion på scenario 5 - Mindre effekt, ikke det reelle billede

Konklusionen på scenario 5 er, at brugen af ægthedsforbedrer ikke ændrer miljøprofilen for T-shirten i væsentlig grad. Det skal dog bemærkes, at energiforbruget til fremstilling af kemikaliet ikke er medtaget i beregningerne, hvorfor brug af ægthedsforbedrer i industrien vil have indflydelse på ressourceforbrug og energirelaterede miljøeffektpotentialer, som ikke er illustreret her. For produktionsfasen alene er bidraget fra efterbehandling til de toksikologiske miljøeffektpotentialer af anseelig størrelse, hvorfor der bør fokuseres på minimalt brug af disse hjælpekemikalier.

Scenario 6: Påvirkning af produktkvalitet - Reduceret levetid

Produktkvalitet har indflydelse på produktets levetid. Farveægthed, fiberens holdbarhed og syningerne er eksempler på områder, hvor produktet kan vurderes på holdbarhed og kvalitet. Relateret til livscyklusvurderinger vil kvaliteten af produktet få betydning for fremstillings- og bortskaffelsesfasen, da disse øges/mindskes for at opfylde den funktionelle enhed.

Scenario 6 tager udgangspunkt i en halvering af T-shirtens levetid i forhold til producentreferencen. Antagelsen resulterer i dobbelt fiberfremstilling, produktion, bortskaffelse og transport, da der nu skal to T-shirts til at opfylde den funktionelle enhed.



Figur 1.14 Resultat af scenario 6 – Forøgelse af alle kategorier

Af resultatfigur 1.14 ses, at vurderet over hele livsforløbet er levetidens betydning væsentlig. Forbruget af primær energi er øget med ca. 30%. Ressourceforbruget er tilsvarende øget, råolie med 66%, naturgas med 76% og stenkul med 11%. Dette skyldes et øget elektricitetsforbrug til produktion af en ekstra T-shirt. Bidraget til de energirelaterede miljøeffekter er som følge heraf øget med ca. 26 - 86%. Affaldskategorierne er øget med ca. 30% af samme årsag.

Ligeledes ses at de toksikologiske miljøeffektpotentialer øges med 40%, igen er det den øgede bomuldsproduktion, der er afgørende for toksicitetspotentialerne.

Konklusion på scenario 6 - T-shirtens levetid er væsentlig for den samlede miljøprofil

Konklusionen på dette scenario er, at kvaliteten af T-shirten er et vigtigt fokuspunkt for producenten, da den er afgørende for den samlede miljøprofil, især hvad angår forbrug af primær energi og dermed fossile brændsler og de energirelaterede miljøeffekter.

De toksikologiske miljøeffekter stiger ligeledes kraftigt ved en fordobling af bomuldsforbruget pr. funktionel enhed. En mulighed for at forbedre miljøprofilen trods en reduceret levetid er organiseret genbrug af materialer.

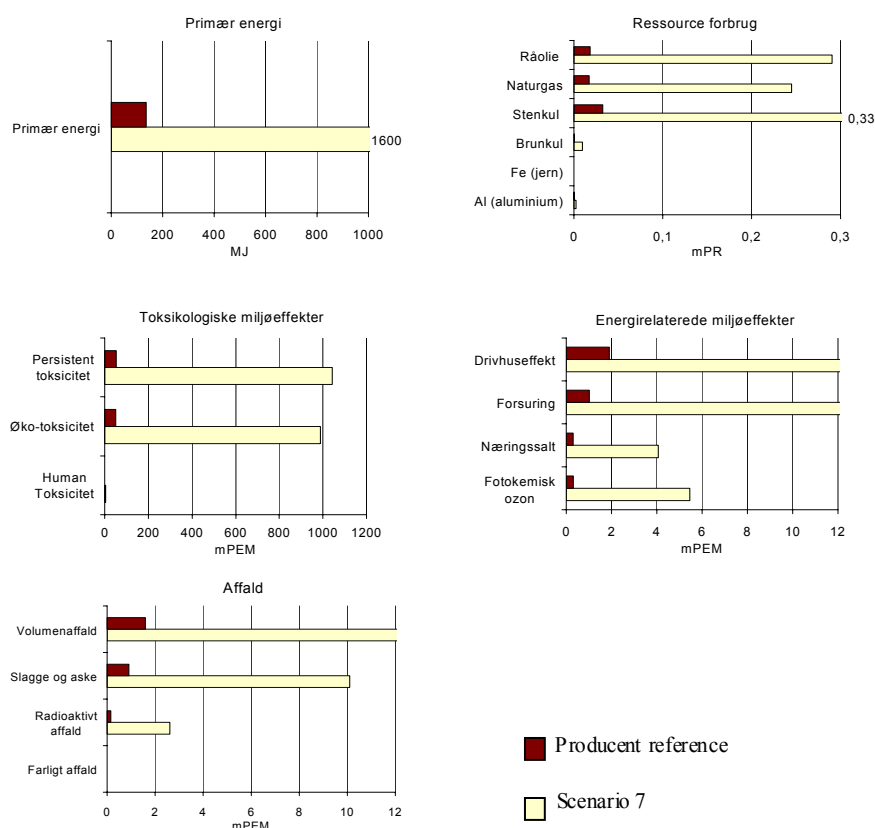
Tekstilet levetid er ikke alene bestemt af producenten, også forbrugeren har stor indflydelse på dette parameter. Konsekvenser relateret til forbrugermønstre kan ses i scenario 10 – 18.

Scenario 7: Påvirkning af produktkvalitet - Farveafsmitning

Kvaliteten af farvningen, farveægheden, er væsentlig for den kvalitet, forbrugeren anser produktet for at repræsentere.

I dette scenario er det belyst, hvilken effekt det har på T-shirtsens samlede miljøprofil, hvis den én gang i sin levetid ødelægger en hel maskinvask ved afsmitning af farvestof. Det er antaget, at mængden af tøj der vaskes er 5 kg, materialet er bomuld og at alt tøjet ubrugeliggøres pga. farveafsmitning.

18 bomulds T-shirts ubrugeliggøres af afsmitning. Simuleringen foretages ved at antage, at vasken består af 20 stk. bomulds T-shirts, der hver vejer 250 g. Der skal altså produceres, transporteres og bortskaffes 20 T-shirts af samme type som referencen. Brugsfasen for de ødelagte tekstiler er ikke inkluderet i beregningerne.



Figur 1.15 Resultat af scenario 7 – væsentlige ændringer

Af graferne ses, at produktionen af de 18 T-shirts forårsager en forøgelse af forbruget af primær energi på 1200%. Samme tendens ses for de resterende miljøeffektkategorier.

Konklusion på scenario 7 - Betydningen af brugsfasen reduceres i tilfælde af afsmitning

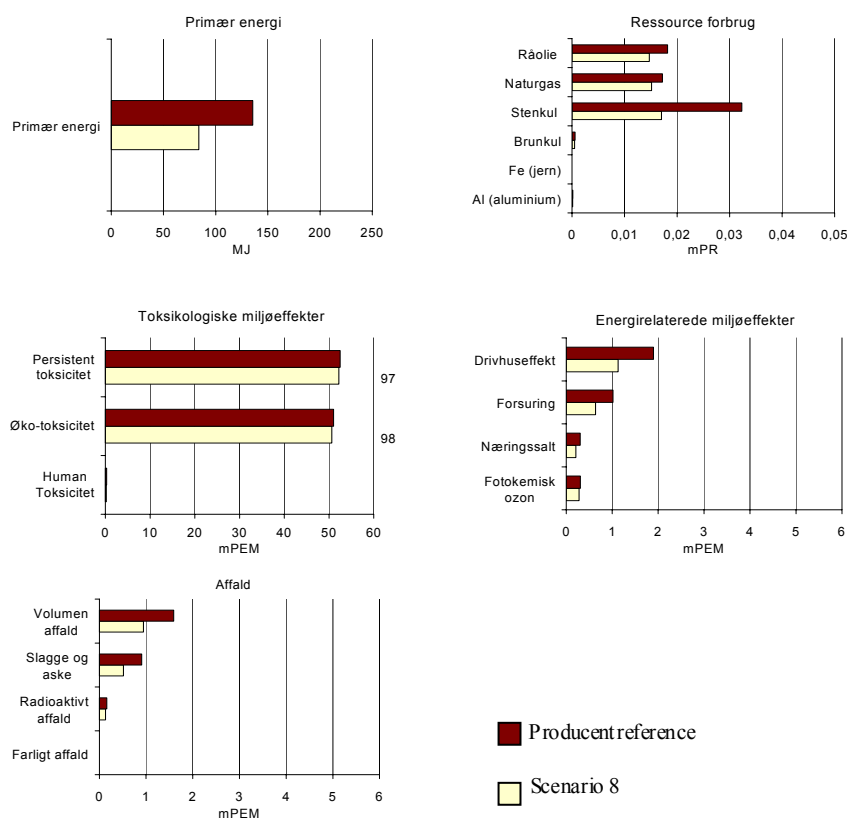
Scenariet indikerer, at den enkelte T-shirts brugsfase, som ellers er dominerende i hovedparten af effekt kategorierne, nu overskygges af produktionen af tekstil (T-shirts) svarende til en vask på 4,5 kg totalt. Det er derfor væsentligt som producent, at fremstille tekstilbeklædning med høj farveæghed eller som minimum at informere kunden om afsmitningsfare, så forbrugeren kan tage sine forholdsregler og vaske tekstilet separat første gang.

Scenario 8: Påvirkning af brugsfasen - Ingen tørring i tørretumbler

Reduktion af brugsfasens dominans – hurtigtørrende tekstil. Brugsfasen har stor indflydelse på den samlede miljøprofil for T-shirten. Det er derfor ønskeligt for producenten at forbedre produktets egenskaber i en retning, der reducerer miljøpåvirkningerne i denne fase. Som det ses af producentreferencen, er det hovedsageligt elektricitetsforbruget, der har betydning, mere specifikt er det tørreprocessen. I producentreferencen er det antaget, at T-shirten tørres i tørretumbler halvdelen af de gange, den vaskes.

I dette scenario antages det, at T-shirten altid hænges til tørre på snor og lufttørres. Der er ikke kalkuleret med emissioner til luft ved denne proces. I modellen simuleres ændringen ved at sætte tørreprocessen til nul.

Producentens muligheder for at påvirke forbrugerens valg af tørremetode kan for eksempel bestå i at forarbejde, væve eller strikke tekstilet, så tekstilet indeholder mindre vand efter centrifugering i vaskemaskinen. Herved reduceres tørrebehovet, og flere forbrugere vil formentlig efterfølgende lufttørre produktet.



Figur 1.16 Resultat af scenario 8 – Store ændringer

Af figur 1.16 ses, at tørring i tørretumbler har stor indflydelse på det samlede forbrug af primær energi, der reduceres med knap 40%. Ressourceforbruget er ligeledes reduceret, forbruget af råolie med ca. 20%, naturgas med ca. 15% og stenkul med ca. 50%. Elimineringen af tørring i tørretumbler resulterer i et væsentligt mindre forbrug af dansk elektricitet. Dansk el produceres primært på kulfyrede kraftværker, hvorfor forbruget af stenkul er reduceret mere end råolie og naturgas. De energirelaterede miljøeffekter mindskes tilsvarende.

De toksikologiske miljøeffektpotentialer reduceres kun med knap 1%, hvilket indikerer, at elforbrug ikke bidrager væsentligt til denne effekt kategori.

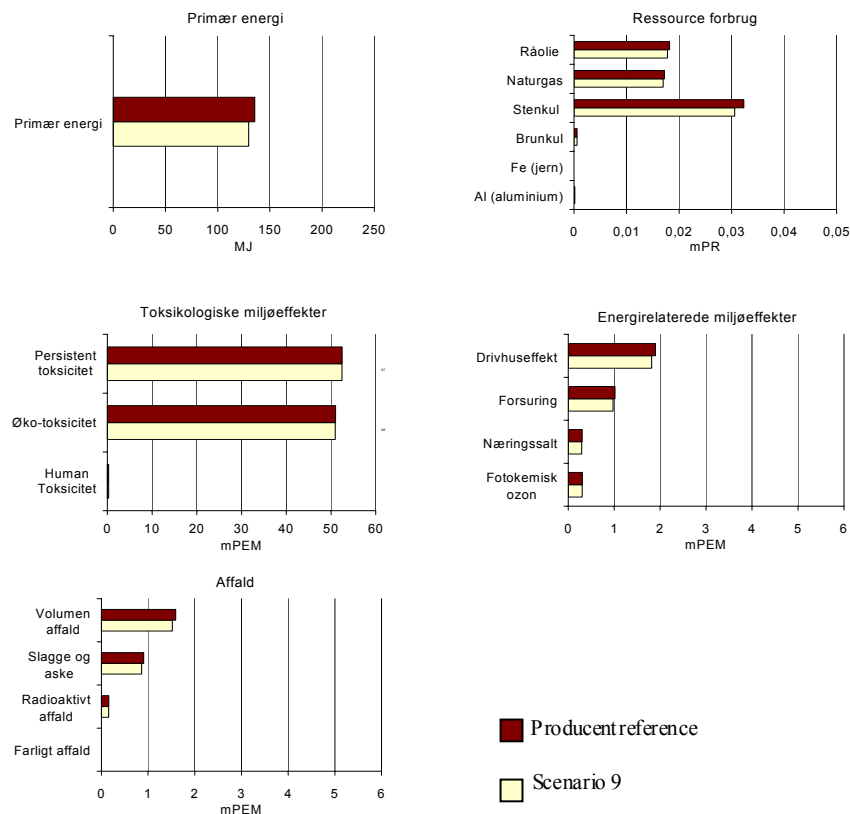
Konklusion på scenario 8 - reduceret tørrebehov influerer miljøprofilen positivt

Det kan konkluderes, at tørring i tørretumbler i brugsfasen har stor indflydelse på den samlede miljøprofil. Producenten kan derfor med fordel forarbejde tekstilet, så vandet lettere centrifugeres ud af T-shirten. Det skal vurderes, hvor stor indflydelse en eventuel ekstra forarbejdningsproces har i forhold til, hvad der spares i brugsfasen. En anden strikkemetode eller overfladebehandling kræver en mængde energi, forbrug af ressourcer og bidrager til miljøeffekterne.

Scenario 9: Påvirkning af brugsfasen - Strygefri T-shirt

I dette scenario belyses betydningen af strygning i brugsfasen. Det er i producentreferencen antaget, at T-shirten stryges efter hver 10. vask, dvs. 5 gange per livstid. Ved at antage at T-shirten aldrig stryges, illustreres betydningen af netop denne proces i den samlede opgørelse for produktet. I modellen sættes processen "strygning" i brugsfasen til nul.

Producenten kan influere behovet for at stryge T-shirten ved at forbehandle tekstilet, så det ikke kræver strygning efter vask. Det er her vigtigt, at den valgte proces til udglatning af tekstilfibrene undersøges og sammenlignes med strygningens indvirkning på miljøet. Herved kan det undgås, at én proces ikke erstattes af noget, der er mere miljøskadeligt end elforbruget ved strygning. Det være sig hjælpekemikalier, elforbrug til at drift af processen eller lign. En anden betragtning er, at selvom producenten behandler tekstilet, så det ikke længere har tendens til at krølle, vil der stadig være brugere af T-shirten der stryger den. Scenariet skal derfor betragtes som indikation af strygningens betydning set som proces.



Figur 1.17 Resultat af scenario 9

Af figur 1.17 ses, at elimineringen af strygningen resulterer i mindsket elforbrug. Miljøeffekterne, der påvirkes af dette, er forbruget af primær energi og dermed fossile brændsler, bidrag til energirelaterede miljøeffekter og affaldskategorier. Det samlede forbrug af primær energi er reduceret med ca. 5%. Ligesom bidragene til de energirelaterede miljøeffekter er mindsket med ca. 5%.

De toksikologiske miljøeffekter reduceres med under 1 promille og anses på baggrund heraf for uændret.

Konklusion på scenario 9 - Strygning har indflydelse på den samlede miljøprofil

Det kan konkluderes, at alle elforbrugende processer, der kan minimeres eller erstattes, har positiv indflydelse på produktets miljøprofil. I producentreferencen er det antaget, at T-shirten stryges 10% af gangene den vaskes. Dette er realistisk for en almindelig T-shirt, men for andre beklædningsgenstande i bomuld, hvor strygebehovet generelt er 100%, vil et minimeret strygebehov have større effekt. Igen skal en eventuel ny proces miljøvurderes for at fastslå dens bidrag til miljøeffektpotentialerne. Producenten har indirekte mulighed for at gøre forbrugsmønstret mere miljøvenligt ved at fjerne generelle irritationsmomenter som f.eks. krøllede tekstiler.

Konsekvenser af valg hos forbrugeren

Forbrugerreferencen tager udgangspunkt i hovedscenariet for livsforløbet af 1 T-shirt. Forudsætningerne for modelleringen er der gjort rede for i afsnittet Baggrundsdata bagest i dette bilag 1.

Forbrugeren har primært mulighed for at påvirke brugsfasen samt dele af transportfasen. De øvrige faser kan hovedsageligt påvirkes af producenten. Sekundært har forbrugeren mulighed for det selektive valg af producent gennem fx miljømærkeordninger, som kan sikre et miljørigtigt valg.

Brugsfasen indeholder vask ved 60°C med forvask, 100% tørring og 100% strygning. Der er medtaget hjemtransport i personbil fra butikken, hvor belastningen er fordelt mellem 6 kg vare pr. T-shirt.

Scenarier - forbruger

Scenario 10: Valg i forbindelse med vask - Halveret vaskefrekvens

Scenario 11: Valg i forbindelse med vask - Reduceret vasketemperatur fra 60 °C til 40 °C og ingen forvask

Scenario 12: Valg i forbindelse med vask - Brug af blødgører

Strygning og tørring

Scenario 13: Ingen brug af tørretumbler

Scenario 14: Ingen strygning

Hjemtransport

Scenario 15: Hjemtransport - Bilkørsel ved indkøb

Optimeret brugsfase

Scenario 16: Halveret antal vask, ingen tørring i tørretumbler og 10% strygning

- incl. levetid

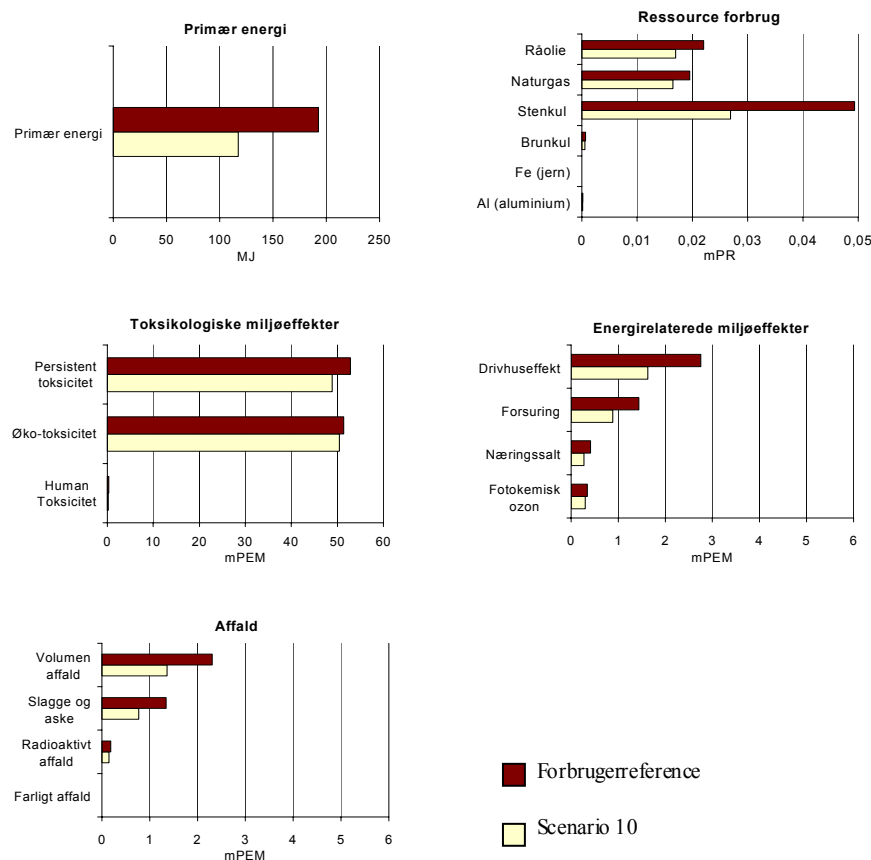
Scenario 17: Halveret antal vask, ingen tørring i tørre tumbler og 10% strygning og dobbelt så lang levetid

- den grønne forbrugers T-shirt

Scenario 18: Halveret antal vask, ingen tørring i tørretumbler og 10% strygning Produceret af økologisk bomuld.

Scenario 10: Valg i forbindelse med vask - Halveret vaskefrekvens

I den funktionelle enhed er T-shirten vurderet til at blive vasket efter 1 gangs brug med en livstid svarende til 50 gange vask. Denne parameter har forbrugeren indflydelse på. Der er her tale om forbrugervaner og forbrugsmønstre. Dette scenario skal vise, hvorvidt forbrugervaner har indflydelse på den totale miljøprofil. I det følgende er antaget, at *T-shirten vaskes efter 2 ganges brug*, altså halvt så mange gange vask i privat husholdning, resulterende i det halve antal tørringer i tørretumbler og strygninger i forhold til forbruger-reference-scenariet. Ændringerne forventes at ses på de energirelaterede miljøeffekter, ressourceforbruget samt i toksikologiske effekttyper, hvor brugen af vaskemiddel giver udslag.



Figur 1.18 Resultat af scenario 10 – stor forbrugerindflydelse

Forbrug af primær energi er reduceret med 40% som følge af lavere elforbrug, primært til tørring. Hvad angår ressourcer, er forbruget af fossile brændsler ligeledes reduceret. Den største reduktion er, som det fremgår af figur 1-18, forbruget af stenkul, der er reduceret med ca. 50%. Desuden er de energirelaterede miljøeffekter reduceret 30 – 40% pga. halveringen af brug af el. Som følge af reduceret antal vask og dermed mindre brug af vaskemiddel er der en svag reduktion i de toksikologiske miljøeffekter.

Konklusion på scenario 10

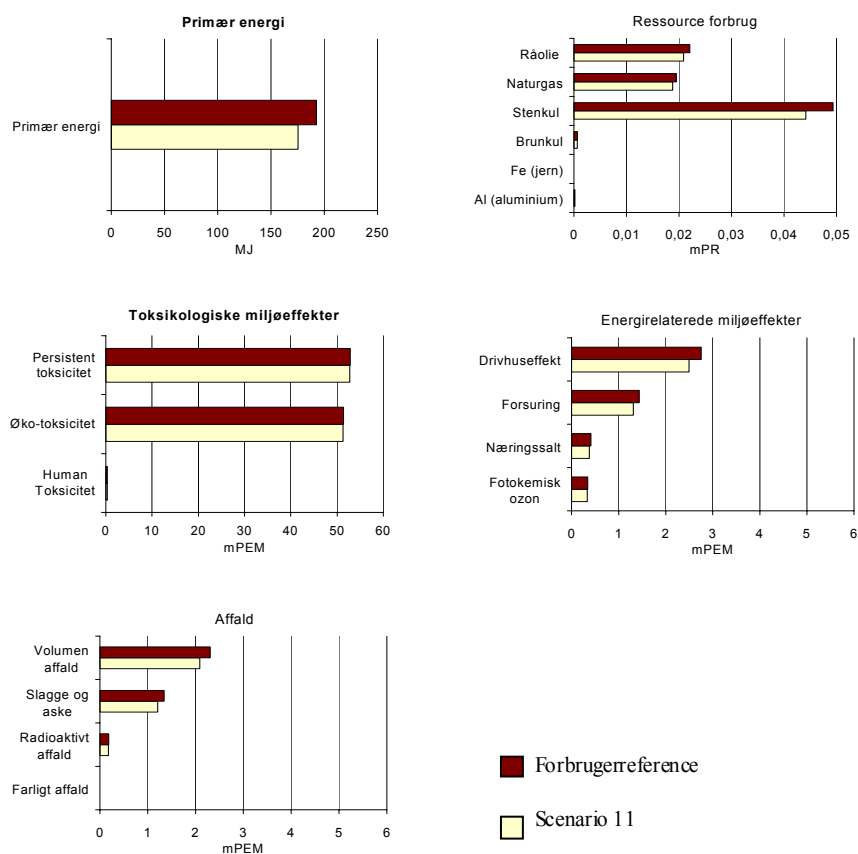
Konklusionen på dette scenario er, at forbrugeren har stor indflydelse på T-shirtens samlede miljøprofil. Et reduceret antal vaske sparer miljøet for en række belastninger og forøger samtidig levetiden af T-shirten, forudsat at antagelsen om, at det er antallet af vaske, der slider på T-shirten, er korrekt. Der er ikke taget højde for den forlængede levetid i denne case. Det ville betyde en reduktion af miljøbelastningerne i fremstillings- og produktionsfasen.

Scenario 11: Valg i forbindelse med vask - Reduceret vasketemperatur og ingen forvask

En væsentlig parameter i brugsfasen er vandets temperatur i vaskeprocessen samt valg af program med eller uden forvask. Effektiviteten af moderne vaskemaskiner kan betyde, at temperatur og forvask ikke har betydning for vaske kvaliteten.

I dette scenario foretages husholdningsvask i brugsfasen ved 40 °C og er uden forvask. Det antages, at vaskeprogrammet ikke har konsekvenser for

vaskekvaliteten, dvs. at kvaliteten af vaskeprocessen er ens for de to sammenholdte vaskeprogrammer.



Figur 1.19 Resultatet af scenario 11

Som det ses af figur 1-19 er påvirkningen af den samlede miljøprofil moderat set i forhold til referencescenariet. Der er et mindre forbrug af primær energi forårsaget af et reduceret energiforbrug til opvarmning af vand og ekstra forvask i vaskeproceduren. Det samme er tilfældet for ressourceforbruget, affald og de energirelaterede miljøeffekter. Profilen er uændret for de kemirelaterede miljøeffekter.

Konklusion på scenario 11

Der er altså ikke store reduktioner i den samlede miljøprofil ved at nedsætte vasketemperaturen og spare forvasken. Dog kan det konkluderes, at forbrugeren kan påvirke miljøprofilen ved valg af vaskeprocedure. Og set i et større perspektiv kan forbrugeren ved at vaske med omtanke spare miljøet for væsentlige belastninger.

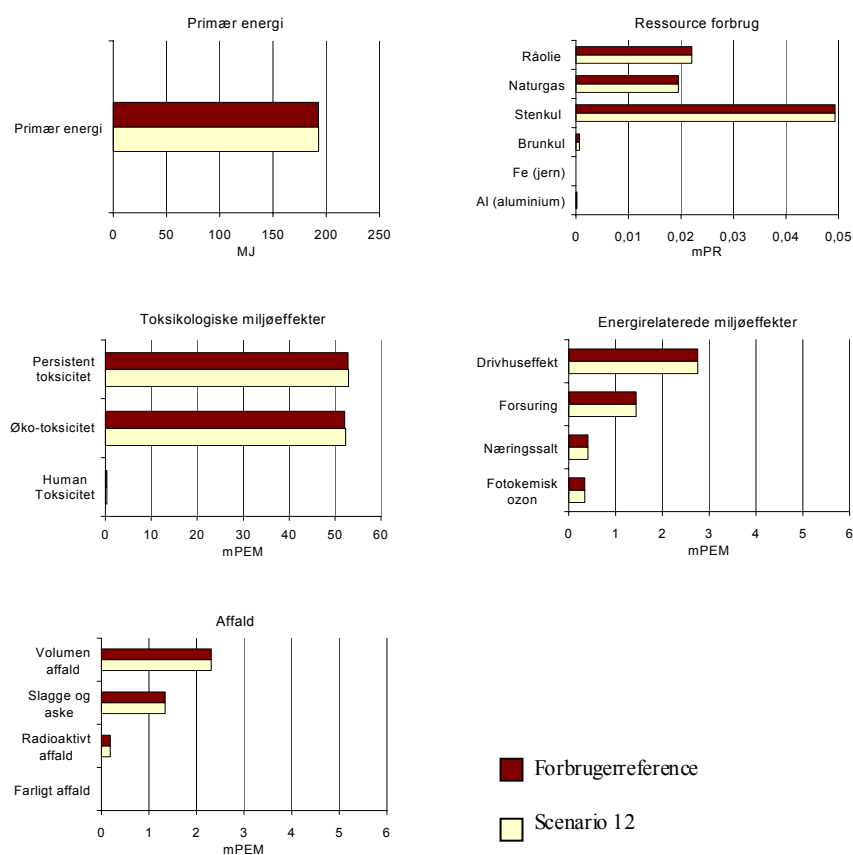
Scenario 12: Valg i forbindelse med vask – Brug af blødgøringsmiddel

Blødgøringsmiddel anvendes primært i produktionsfasen, hvor der anvendes store mængder efter farvningen for at opnå den ønskede kvalitet til videre forarbejdning. Derudover anvendes blødgøringsmiddel, eller skyllemiddel som det hedder i daglig tale, i mange hjem som en del af den normale maskinvask.

Jf. forbrugerundersøgelser benytter 60% af den danske befolkning blødgøringsmiddel (Madsen, 1995). Midlerne til blødgøring i husholdningen er ikke de samme som anvendes i industrien, så det er derfor ikke muligt at

sammenholde de to processer direkte. For at vise konsekvenserne af anvendelse af blødgørere i hjemmet er dette scenario udarbejdet.

Det er antaget, at der anvendes 3 g aktivt stof pr. vask. Denne dosering afviger fra produkt til produkt, men er baseret på et gennemsnit. Det er således også forudsat, at forbrugeren doserer som anbefalet. Databasen medtager ikke produktionen af blødgøringsmidlet og ej heller emballage og hjemtransport. Derfor viser forskellen sig alene ved, at de toksikologiske miljøeffekter øges.



Figur 1.20 Resultatet af scenario 12

Den største stigning ses for økotoksicitet der øges med ca. 0,4 %. Der er næsten ingen ændring i persistent toksicitet, kun 0,1%. Human toksicitet er uændret i forhold til forbrugerreferencescenariet.

Konklusion på scenarie 12

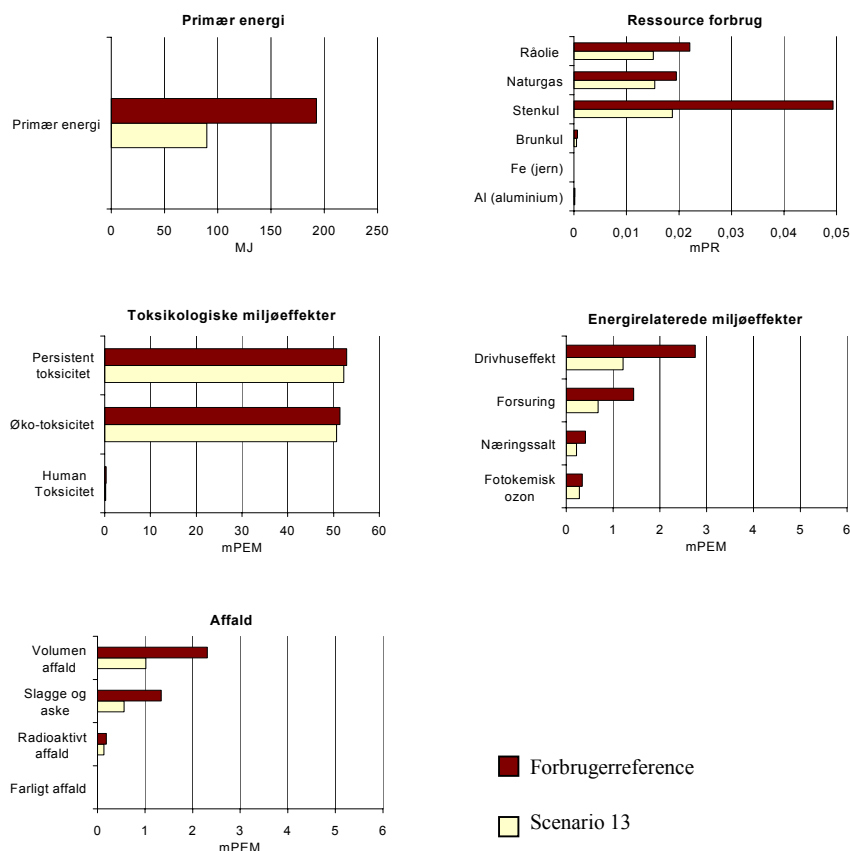
Konklusion på dette scenario er, at blødgøringsmiddel anvendt i husholdningsvask påvirker en T-shirts samlede miljøprofil, når der ses isoleret på de toksikologiske miljøeffekter. Påvirkningen er størst, hvis materialet er økologisk. Hertil kan det tilføjes, at såfremt der overdoseres, vil det få større konsekvenser for miljøprofilen, der herved vil få en endnu større øgning i de toksikologiske miljøeffekter. Dette scenario kan også give en indikation til producenten om at forbedre sit produkt i en retning, hvor det ikke er nødvendigt at anvende skyllemiddel.

Scenario 13: Ingen brug af tørretumbler

Tørring af tekstiler i hjemmet kan primært ske på to måder. Der er lufttørring på tørresnor og tørretumbler. Det er ofte enkelte faktorer som plads, tid og

økonomi, der har betydning for, hvilken metode der anvendes. Tørresnoren kræver mere plads og kan være meget tidskrævende på nogle årstider (hvis der tørres ude), men er mere eller mindre omkostningsfri. Tumbleretørring kræver ikke meget plads og har en konstant og kort tørretid, men kræver et forbrug af el.

Der ses i dette scenario bort fra evt. slid på T-shirten ved brug af tørretumbler. I referencescenariet er der taget udgangspunkt i, at T-shirten tumbleretørres efter vask. I dette scenario er der ikke medtaget tørring i tørretumbler. Scenarioet skal vise de konsekvenser, valget af tørremetode har på den samlede miljø profil.



Figur 1.21 Resultat af scenario 13

Forbrug af primær energi er reduceret med 50% som følge af et lavere elforbrug. Hvad angår ressourcer er forbruget af fossile brændsler ligeledes reduceret. Den største reduktion er, som det fremgår af figur 1.21, forbruget af stenkul, der er reduceret med ca. 60%. Desuden er de fleste effektpotentialer i de energirelaterede miljøeffekter reduceret med 40 – 50% pga. mindre forbrug af el. Der er kun minimale ændringer at se på de toksikologiske miljøeffekter.

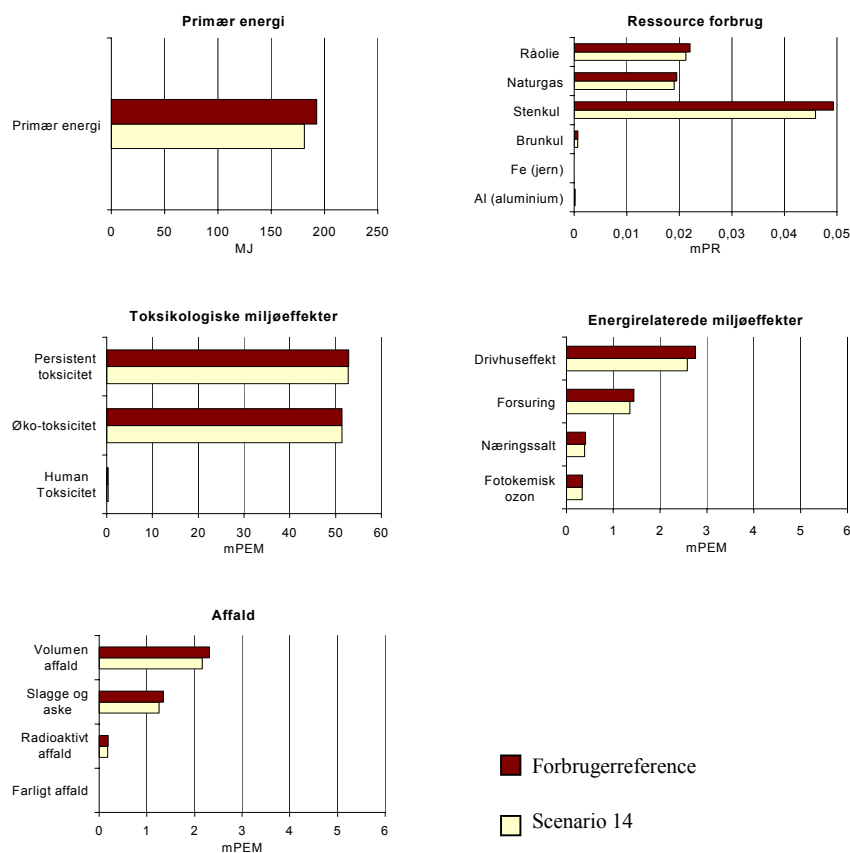
Konklusion på scenario 13

Konklusionen på dette scenario er, at forbrugeren i sit forbrugsmønster, som det var tilfældet i scenario 10, har stor indflydelse på T-shirtens samlede miljøprofil. Tørring i tørretumbler belaster miljøprofilen meget, reduktioner på op til 40 - 60% kan opnås på en række effekter ved at udelade tørring i tørretumbler.

Et stort elforbrug resulterer i højt forbrug af ressourcer og giver mange energirelaterede miljøeffekter. Ved at undgå tumblertørring vil man endog måske kunne forøge levetiden på produktet, da processen menes at slide på produktet. Der er ikke taget højde for den forlængede levetid i denne case. Forlænget levetid ville betyde en reduktion af miljøbelastningerne i fremstillings- og produktionsfasen.

Scenario 14: Ingen stryging

Strygning er det sidste led i brugsfasen inden brug. Det er vanskeligt at sige præcist, hvor ofte en T-shirt stryges, da det afhænger af det enkelte forbrugsmønster. For at få et indtryk af, hvilken betydning processen har for den samlede profil, er det i dette scenario antaget, at der ikke stryges efter vask og tørring. Det er en væsentlig reduktion set i forhold til referencescenariet, hvor der er antaget, at der stryges efter hver vask og tørring.



Figur 1.22 Resultat af scenario 14 – minimale konsekvenser

Figur 1.22 viser at stryging kun har ringe indflydelse på miljøprofilen. Der er mindre reduktioner på 2-6% i primær energi, ressourcer og i stort set alle effektkategorier svarende til det energiforbrug, der anvendes ved stryging. Kun i de toksikologiske miljøeffekter er effekten uændret i forhold til referencescenariet.

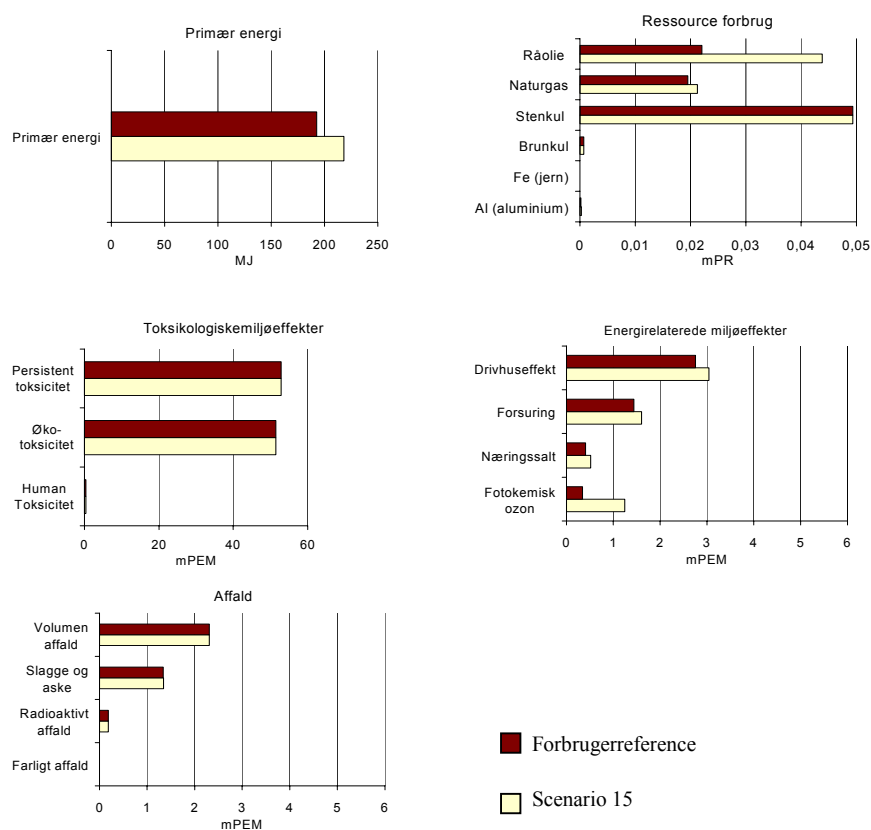
Konklusion på scenario 14

Om T-shirten stryges eller ej, har altså ikke den store effekt på den samlede miljøprofil. Der er andre og mere væsentlige processer i brugsfasen, der har større indflydelse, som vist i nogle af de øvrige scenarier.

Reduktionen, som opnås ved at nedsætte strygefrekvensen, vil kunne ses i et andet lys, hvis først der er reduceret i de øvrige processers bidrag til den samlede profil. Herved vil effekter, der udspringer af strygeprocessen udgøre en større andel.

Scenario 15: Hjemtransport - Bilkørsel ved indkøb

Transport i brugsfasen kan variere fra en cykeltur, offentlige transportmidler til transport i et privat motordrevet køretøj. Yderligere kan transporten fra butikken til hjemmet ske med eller uden andre indkøb. Det er her antaget, at transporten sker i en benzindrevet personbil. Sker transporten sammen med andre produkter skal kørslen allokere mellem disse. I referencescenariet er der anvendt et samlet indkøb på 6 kg vare, hvoraf T-shirten udgør 250 g. Den kørte distance er estimeret til 10 km med et benzinforbrug på 12 km pr. liter. For at anskueliggøre hjemtransportens indflydelse på miljøprofilen er der i dette scenario ikke foretaget nogen allokering til andre produkter i hjemtransporten. Dvs. at hele benzinforbruget til hjemtransporten fra butikken tilskrives T-shirten.



Figur 1.23 Resultat af scenario 15

Ændring af hjemtransporten betyder, som det fremgår af figur 1.23, en stigning i forbrug af primær energi svarende til ca. 12%. Det skyldes et merforbrug af råolie på ca. 50% til fremstilling af benzin (se figuren). Afbrænding af benzin i en benzinmotor bevirker, at der kommer en svag stigning i de energirelaterede miljøeffekter. Den største stigning er fotokemisk ozon, der stiger med 65%.

Konklusion på scenario 15

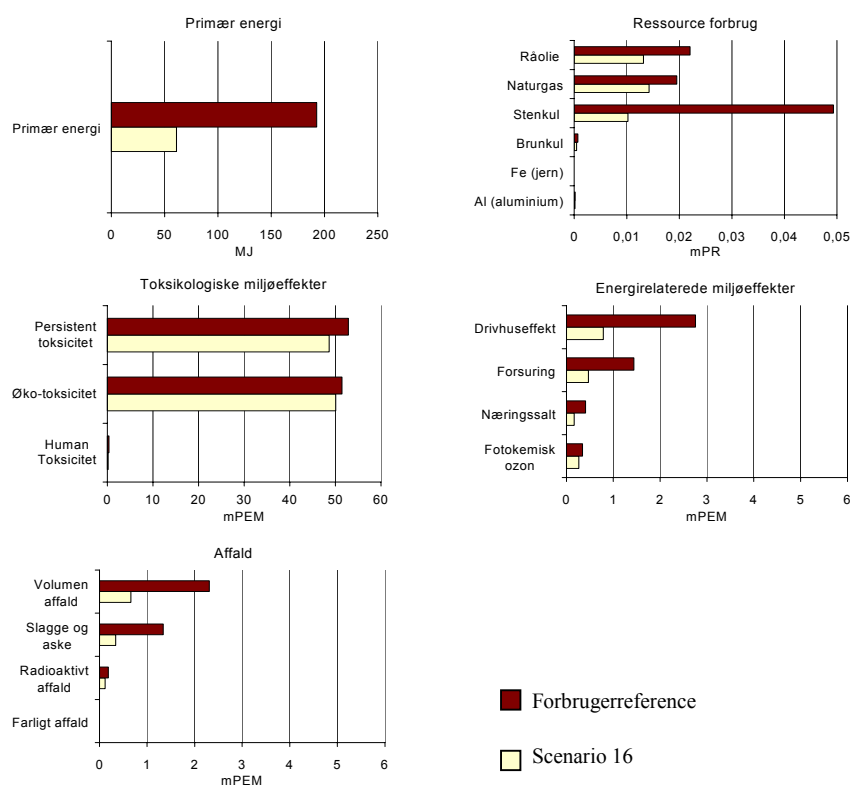
Dette scenario viser, at forbrugeren kan påvirke forbruget af råolie og det heraf kommende effektpotentiale væsentligt ved sit valg af transportmedie og planlægning af indkøb. Det belaster den samlede miljøprofil betydeligt at køre på soloindkøb. Ved at koordinere sine indkøb kan forbrugeren nedsætte sit samlede transportforbrug.

Optimerede brugsfase scenarier

I de 3 følgende scenarier er det forsøgt at illustrere forskellige optimerede brugsfaser. Scenario 16 – 18 er opstillet som tre niveauer af optimering. Scenario 16 indeholder optimerede vaskeprocesser, scenario 17 inddrager levetid og endelig viser scenario 18 konsekvensen af at inddrage økologisk bomuldsdyrkning.

Scenario 16: Optimeret brugsfase - Halveret antal vask, ingen tørring i tørretumbler og 10% stryging

Ved at kombinere de foregående scenarier er der modelleret et forbrugsmønster, der indeholder en T-shirt, der vaskes 25 gange, tørres uden brug af tørretumbler og stryges 10% af gangene.



Figur 1.24 Resultat af scenario 16

Som det var tilfældet i scenario 10 og 13, skyldes den kraftige reduktion i forbruget af primær energi, at der ikke tørres i tørretumbler i brugsfasen. I forhold til referencescenariet er det en reduktion i primær energi på 70%. Den store energireduktion medfører et tilsvarende fald i ressourceforbruget, der primært består af stenkul til produktion af dansk el. De energirelaterede miljøeffekter og affaldskategorierne bliver derfor også reduceret på baggrund

af et mindre energiforbrug. Mht. toksikologiske effekter er der ikke nogen væsentlig reduktion at observere.

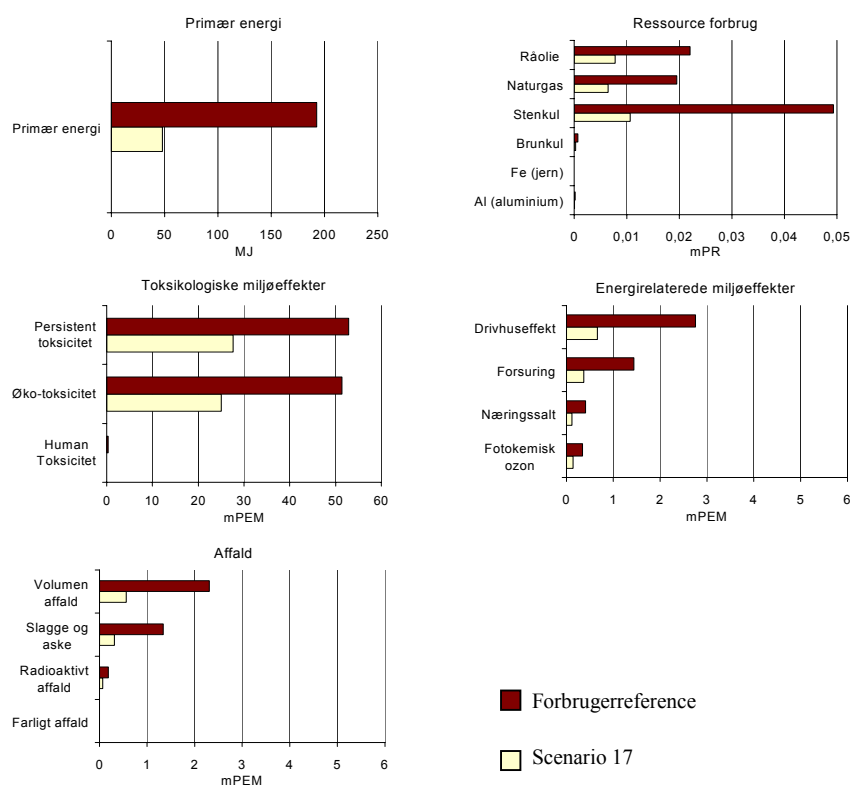
Konklusion på scenario 16

Dette første optimerede brugsfasescenario viser, at forbrugeren relativt let kan påvirke en T-shirts livscyklusprofil ved at anvende mindre vask og undgå tørring i tørretumbler. Scenario 14 viste at strygning stort set ikke har indflydelse på miljøprofilen, men ved at kombinere mindre strygning med mindre tørring i tørretumbler og vask, kan der opnås en samlet større miljømæssig besparelse.

Scenario 17: Optimeret brugsfase - Halveret antal vask, ingen tørring i tørretumbler, 10% strygning og dobbelt levetid

Dette scenario er en videreudvikling af scenario 16.

Der er antaget, at et halveret antal vaske og en bedre produktkvalitet giver en længere produktlevetid svarende til 2 år. I forhold til den funktionelle enhed og referencescenariet betyder det, at der på et 1 år slides en halv T-shirt. Det betyder, at der pr år kun skal bruges materialer, produceres, transporteres og bortskaffes en halv T-shirt. Forudsat at levetiden forlænges ser resultatet ud som vist i figur 1.25.



Figur 1.25 Resultat af scenario 17

Der er en kraftig reduktion i forbrug af primær energi på ca. 75%, og lignende reduktioner er der i ressourceforbruget og de energirelaterede miljøeffekter. Reduktionen skyldes primært, at der ikke anvendes tørretumbler, og at der vaskes mindre i brugsfasen. På baggrund af at materialer, produktion, transport og bortskaffelse af en T-shirt fordeles på 2 år, reduceres fasernes bidrag med 50%. Denne halvering betyder 50% reduktion i de toksikologiske

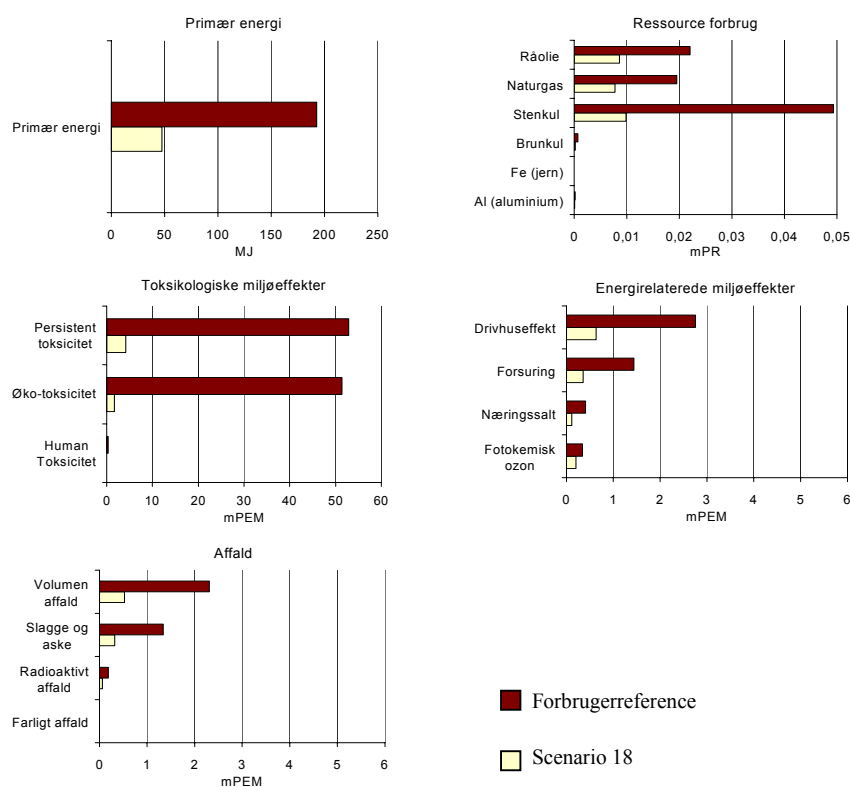
miljøeffekter. Det skyldes primært, at de toksikologiske miljøeffekter kommer fra materialefasen, hvor der anvendes mange pesticider til bomuldsproduktionen.

Konklusion på scenario 17

Med dette scenario er der vist, at ved en kombination af produktforbedringer og forbrugsmønster kan der opnås betydelige miljømæssige besparelser. I dette scenario bliver alle effekter og parametre reduceret med min. 50% set i forhold til referencescenariet.

Scenario 18: Optimeret brugsfase - Halveret antal vask, ingen tørring i tørretumbler, 10% strygning, dobbelt levetid og produceret af økologisk bomuld

Dette scenario er identisk med det foregående scenario 17 med den tilføjelse, at der anvendes økologiske materialer i form af økologisk bomuld. Et miljømæssigt korrekt forbrugsmønster kombineres med anvendelse af økologiske materialer i materialefasen. Den grønne T-shirt.



Figur 1.26 Resultat af scenario 18

Figur 1.26 viser miljøprofilen for den grønne T-shirt. Billedet er stort set det samme som vist i scenario 17 for primær energi, ressourcer og de energi-relaterede miljøeffekter. For toksikologiske miljøeffekter er der opnået en samlet reduktion på 93 – 97%. Det skyldes primært anvendelse af økologisk bomuld samt forlænget levetid. Der anvendes i dag store mængder pesticider i konventionel bomuldsproduktion for at sikre et stort udbytte. I scenario 1 er det vist, hvilke konsekvenser anvendelse af økologisk bomuld har alene.

Konklusion på scenario 18

Scenario 18 viser resultatet af at tage de rigtige miljømæssige hensyn gennem hele livsforløbet. Der er minimum 70% reduktion på alle kategorier set i

forhold til referencescenariet. Konklusionen er, at forbrugeren har størst indflydelse på en T-shirts miljøprofil. Indledningsvis ved at vælge et økologisk produkt og derefter tage miljømæssige hensyn i brugsfasen ved at vaske et minimalt antal gange, anvende lufttørring og undgå stryging. Producenten kan her bidrage med at fremstille strygefri tekstiler med reduceret tørrebehov (scenario 8) samt mekanisk blødgøring efter farvning.

Overvejelser omkring bortskaffelse

Der er ikke udarbejdet et scenario, der omhandler bortskaffelsesprocessen af den årsag, at T-shirten forventes, at blive bortskaffet med dagrenovationen i Danmark. Tilfælde, hvor slidte T-shirts sendes til genbrugsstationer eller tredje verdens lande, regnes for begrænsede, da gamle bomulds T-shirts ofte anvendes som pudseklude eller lign. inden de kasseres. Såfremt T-shirten bortskaffes i et tredje verdens land, vil den formentlig være meget slidt, inden den bortskaffes på losseplads eller brændes. Begge processer genvinder ingen energi, og det samlede bidrag til T-shirtens livsforløb er derfor ændret. Forbrugeren alene har indflydelse på dette valg, og kan således påvirke det samlede forbrug af primær energi.

Baggrundsdata

Systemstruktur i UMIPTEX-databasen for T-shirten

	Ref. nr. UMIPTEX-databasen
1 stk. T-shirt (Bomuld)	(TX0-02)
1 stk. Materiale fase: 0,4 kg Bomuldsfibre (incl. Dyrkning og høst)	(TX6-1-04) (TX1-01-1)
1 stk. Produktionsfase: 0,2727 kg Forblegning m. H ₂ O ₂ (strikket bomuld) 0,28 kg garnfremstilling (bomuldsgarn) 0,275 kg T-shirt rundstrykning 0,2727 reaktivfarvning (3%) af bomuldsvare 0,27 kg Tørring, slutfiksering+indst af m2 vægt 0,27 kg Blødgøring af bomuldstekstil 1,773 m2 metervare-eftersyn + oprulning på paprør 1 stk. oplæg og tilskæring og syning 1 stk. pakning	(TX6-2-11) (TX24-1-03) (TX21-1) (TX22-1-02) (TX25-01-01) (TX27-3-06) (TX6-2-16) (TX27-3-08-06) (TX28-1-02) (TX28-2-03-02)
1 stk. Brugsfase 12,5 kg husholdningsvask, 60 °C, med forvask 12,5 kg tørretumbling (aftræk) bomuld, skabstørt 150 min. Stryging af bomuld eller anden cellulose	(TX33-1-202) (TX33-3-01) (TX33-3-01)
1 stk. Bortskaffelses fase 0,25 kg affaldsforbrænding af bomuld	(TX6-4-02) (TX41-1-01)
1 stk. Transportfase 0,07 kg benzin forbrændt i benzinmotor 800 kgkm Containerbåd, 2-t, 28000DWT, Termineret 66,8 kgkm Lastbil > 16 t diesel landev. Termineret 66,8 kgkm Lastbil > 16 t diesel bytrafik Termineret 66,8 kgkm Lastbil > 16 t diesel moterv. Termineret	(TX6-5-02) (E32751) (O3715T98) (O32694T98) (O32695T98) (O32693T98)

Detaljer vedr. T-shirt modellen i UMIPTEX-databasen

Forudsætninger:

- 100% bomuld
- Farvning: Reaktivfarvestof
- Vask 40°C, evt. 60°C
- Tørres i tørretumbler
- Strygning unødvendig (men gøres dog af mange)
- Levetid: 50 ganges vask
- Vægt: Der er vejet 3 forskellige kvaliteter T-shirts, som vejede hhv. 178 gram ("tynd" kvalitet), 223 gram og 292 gram (kraftig kvalitet). I denne miljøvurdering er det antaget, at T-shirten vejer 250 gram.

Funktionel enhed

Beregningerne foretages for "1 T-shirt".

Dette skal omregnes i forhold til levetiden, og beregningerne skal omregnes til "per år".

Det er antaget, at T-shirten kan vaskes 50 gange før den bliver kasseret.

Det er antaget, at forbrugeren har T-shirt på 50 dage per år.

Det er antaget, at T-shirten bruges 1 dag, hvorefter den bliver vasket.

Der er ikke indregnet, om det eventuelt er nødvendigt at have en sweatshirt på ud over T-shirten for at holde varmen nogle af disse dage.

Hvis T-shirten vaskes efter hvert brug, svarer 50 dages brug af T-shirt til, at man bruger 1 T-shirt fuldstændigt op på et år – eller, mere sandsynligt – at man har 5 T-shirts, der tilsammen holder i 5 år.

Den funktionelle enhed for en T-shirt er derfor:

"50 dages brug af T-shirts, der vaskes efter brug hver gang".

Det antages, at 50 dage svarer til det antal dage, en forbruger er iført T-shirt i løbet af 1 år. Nogle forbrugere har et helt andet forbrug af T-shirts. Nogle går med T-shirt hver dag som undertrøje (ofte mænd), mens andre ikke har en eneste T-shirt (f.eks. kvinder i 60-80 års alderen).

For reference-scenariet svarer det til, at 1 T-shirt slides fuldstændigt op (idet det er antaget, at T-shirten vaskes efter 1 dags brug).

Bemærk: Der vil også blive regnet på, hvad det betyder, hvis forbrugeren anvender T-shirten to gange for hver gang, den bliver vasket, selv om dette betyder, at forbrugeren så muligvis må slække på sit kvalitetskrav med hensyn til renhed. Denne beregning har en anden funktionel enhed end ovenstående, og sammenligninger skal derfor tages med forbehold.

Bortskaffelse:

Det antages, at T-shirten sælges i Danmark og bortskaffes ved affaldsforbrænding. 0,25 kg bomuld.

Husholdningsvask:

Det antages, at T-shirten vaskes 50 gange i sin levetid. Det betyder, at der skal vaskes $0,25 \text{ kg} * 50 = 12,5 \text{ kg}$ bomuld i T-shirtens liv.

Tørring:

Det antages, at T-shirten bliver tørret i en tørretumbler. 12,5 kg bomuld.

Strygning:

Det er ikke nødvendigt at stryge en T-shirt. Der er dog mange mennesker, der gør dette alligevel. Strygning medtages derfor som "case". I beregningen antages, at det tager 3 minutter at stryge en T-shirt (1 minut på hver side og 1 minuts opvarmning af strygejernet). Hvis der stryges efter hver vask svarer dette til $3 \text{ minutter} * 50 = 150 \text{ minutter}$.

Pakning af T-shirt:

Det antages, at T-shirten pakkes i en tynd plast-pose. Det antages, at plastposen vejer 10 gram.

Oplægning, tilskæring og syning af T-shirt:

Der haves ingen virksomhedsdata for en T-shirt. Der er oprettet en ny proces: Oplægning, tilskæring og syning af T-shirt. TX28-1-02. Processen beregnes "per T-shirt". Der antages, at energiforbruget er det samme som for en dug (hvor der haves virksomhedsdata).

Ifølge Laursen et al. 1997 er spildet 6-25%. For en T-shirt antages det at spildet er 6%, da en T-shirt er noget af det mest simple, hvad angår opskæring og syning. Det betyder, at der skal bruges $0,25 \text{ kg} / (1-0,06) = 0,266 \text{ kg}$ tekstil. Det er antaget, at spildet kasseres (forbrændes på affaldsforbrændingsanlæg).

Metervare-eftersyn og oprulning på paprør:

Der haves ingen virksomhedsdata for strikket metervare til en T-shirt. Der antages, at data er det samme som for vævet metervare til en dug. Derfor bruges proces nr. TX27-3-08-06. Mængde: Se forrige proces: 0,266 kg godkendt tekstil efter metervare-eftersynet.

Under metervare-eftersynet bruges der 1,015 kg tekstil per 1 kg godkendt tekstil efter metervare-eftersyn. Der skal således produceres: 0,270 kg tekstil (tørret og slutfikseret).

Tørring, slutfiksering og indstilling af kvadratmetervægt:

Som nævnt ovenfor skal der anvendes 0,270 kg tekstil per T-shirt. Det svarer til $1,8 \text{ m}^2$ tekstil (tørret og slutfikseret) per T-shirt med en vægt på 150 gram per m^2 .

Da der er et spild ved tørring og slutfiksering, anvendes der 1010 gram farvet metervare per kg tørret metervare. Det betyder, at der skal bruges $1,01 * 0,270 \text{ kg} = 0,2727 \text{ kg}$ reaktivfarvet tekstil.

Reaktivfarvning (3%) af bomuldsvarer:

Der skal bruges 0,2727 kg af denne proces per T-shirt. Der er ikke spild af tekstil i processen.

Forblegning m H_2O_2 (strikket bomuld):

Der skal bruges 0,2727 kg af denne proces per T-shirt.

Der er et spild i processen, og der skal således anvendes 1010 gram strikket tekstil per kg forbleget tekstil. Der skal derfor anvendes 0,275 kg strikket tekstil per T-shirt.

Strikning:

Der skal strikkes 0,275 kg tekstil per T-shirt.

Der anvendes 1,015 kg garn per kg rundstrikket tekstil. Der skal derfor anvendes 0,280 kg garn per T-shirt.

Garnfremstilling:

Der skal anvendes 0,280 kg garn per T-shirt. Der anvendes 1,43 kg bomuldsfibre per kg bomuldsgarn. Der anvendes derfor 0,40 kg bomuldsfibre til én T-shirt.

Bomuldsfibre:

Der anvendes 0,40 kg bomuldsfibre til en T-shirt.

Transport:

Alle transportafstande er anslåede. Se følgende tabel.

Transport	Mængde til én T-shirt	Kg km
Transport af bomuld	0,40 kg transporteres 2000 km med skib	800 kg km med skib
Transport af garn	0,28 kg transporteres 200 km med lastbil	56 kg km med lastbil
Transport af strikket metervare	0,275 kg transporteres 200 km med lastbil	55 kg km med lastbil
Transport af farvet metervare	0,27 kg transporteres 100 km med lastbil	27 kg km med lastbil
Transport fra fabrik til forretning, lastbil	0,25 kg transporteres 200 km med lastbil	50 kg km med lastbil
Transport af kasseret T-shirt (med dagrenovation)	0,25 kg transporteres 50 km med lastbil	12,5 kg km med lastbil

Lastbil i alt: 200 kg km (Antages 33% bykørsel, 33% på landevej og 33% på motorvej).

Forbrugertransport: Det antages, at forbrugeren kører i byen med bil for at købe 1 T-shirt og køber for 2 kg andre varer. Det antages, at forbrugeren kører 10 km, og at bilen kører 12 km per liter. Det betyder, at der bruges ca. 0,83 liter benzin (= 0,61 kg benzin, da benzin vejer ca. 0,73 kg per liter). Heraf allokeres $0,61 * 0,25 / 2,25$ til T-shirten, dvs. 0,07 kg benzin.

Dvs. total transport:

Proces nr. i UMIPTEX-database	Navn på proces	Transport behov
O32715T98	Containerbåd, 2-t, 28000 DWT, TERMINERET	800 kg km med skib
O32695T98	Lastbil >16t, diesel bytrafik TERMINERET	66,8 kg km med lastbil
O32694T98	Lastbil >16t diesel landev. TERMINERET	66,8 kg km med lastbil
O32693T98	Lastbil, >16t diesel motorv. TERMINERET	66,8 kg km med lastbil
E32751	Benzin forbrændt i benzinmotor	0,07 kg benzin

Bilag 2: Træningsdragt af nylon og bomuld

Træningsdragten - sammenfatning og konklusioner

I hovedscenariet for træningsdragten identificeres de væsentligste indsatsområder til at være de toksikologiske miljøeffekter og ressourceforbruget. Bidraget til de toksikologiske miljøeffektpotentialer stammer fra gødning og insektbekæmpelse af bomuld i fiberfremstillingen samt fremstillingen af den anvendte kunstgødning. Ressourceforbruget og bidragene til de energirelaterede miljøeffektpotentialer stammer hovedsageligt fra fremstilling af nylon samt vask og tørring af træningsdragten i løbet af dens brugsfase.

Overordnet indikerer scenarierne, at der er store muligheder for at påvirke træningsdragtens miljøprofil for både producent og forbruger. Producentens muligheder ligger hovedsageligt i valg af materialer og kemikalier. Førstnævnte er tydeliggjort i scenarierne, hvor der er anvendes økologisk bomuld som materiale. Ved at opfylde europæiske og skandinaviske miljømærkekriterier og opnå mærkningsgodkendelse, kan producenten signalere til den bevidste forbruger, at det pågældende produkt er miljømæssigt forsvarligt produceret. Desuden er der en række produktionsmæssige forbedringer, som alene producenten har indflydelse på. Det være sig forbundet med:

- anvendelse af økologiske materialer
- udvikling af slidstærke materialer
- valg af blødgørere
- valg af ægthedsforbedrer
- valg af strikkeolie
- brug af ikke toksiske farvestoffer.

Forbrugsmønstre og miljøbevidsthed hos den enkelte forbruger er ligeledes afgørende for træningsdragtens miljøprofil. Kendskab til og valg af miljømærkede produkter kan påvirke producenten til at producere miljøvenlige produkter som beskrevet kort ovenfor. I brugsfasen er gode miljøvenlige vaner forbrugerens mulighed for at påvirke den samlede profil. Da brugsfasen er meget dominerende, er dette et yderst væsentligt område.

- valg af det produkt, der er fremstillet mest miljøvenligt
- mest miljøvenlige vask (40°/60°/90°)
- minimalt brug af vaskemiddel
- ingen brug af skyllemiddel
- ingen brug af tumblertørring.

Det kan altså slutteligt konkluderes, at der skal fokuseres på fiberfremstillingsfasen, produktionsfasen og brugsfasen.

Indledning

Livscyklusvurdering er en metode til identifikation og evaluering af miljømæssige effektpotentialer af et produkt eller en service fra vugge til grav. Metoden sætter brugeren i stand til at foretage en miljømæssig bedømmelse og rette fokus mod de væsentligste miljøbelastninger.

Livscyklusvurdering er en iterativ proces. Den første definition af formål og afgrænsning viser sig ofte at skulle revideres i løbet af arbejdet med vurderingen. Mængden af data, der er tilgængelige, sætter begrænsninger, og systemgrænserne ændres efterfølgende.

Den her anvendte metode til vurdering af produkter er "Udvikling af Miljøvenlige Industri Produkter", UMIP, og den tilhørende database og PC værktøj.

I tilknytning til den eksisterende UMIP-database er der i UMIPTEX projektet udarbejdet branchespecifikke data til tekstilbranchen. Rapporterne indeholder miljøvurderinger på tekstilprodukterne:

- T-shirt
- Træningsdragt
- Arbejdsjakke
- Gulvtæppe
- Dug
- Bluse.

Disse miljøvurderingerne har til formål at illustrere anvendelsesmulighederne i UMIPTEX-databasen ved brug af PC modelleringsværktøj og overordnet anvendelsen af UMIP-metoden.

Metode

De 6 case-historier er af meget varierende omfang. De kan opdeles i to hovedgrupper – med variationer indenfor de to hovedgrupper. De to hovedgrupper er:

- Gruppe I: T-shirten, træningsdragten og arbejdsjakken.
- Gruppe II: Gulvtæppet, dugen og blusen.

Gruppeinddelingen i I og II relaterer til omfanget af dataindsamlingen samt kvaliteten af data.

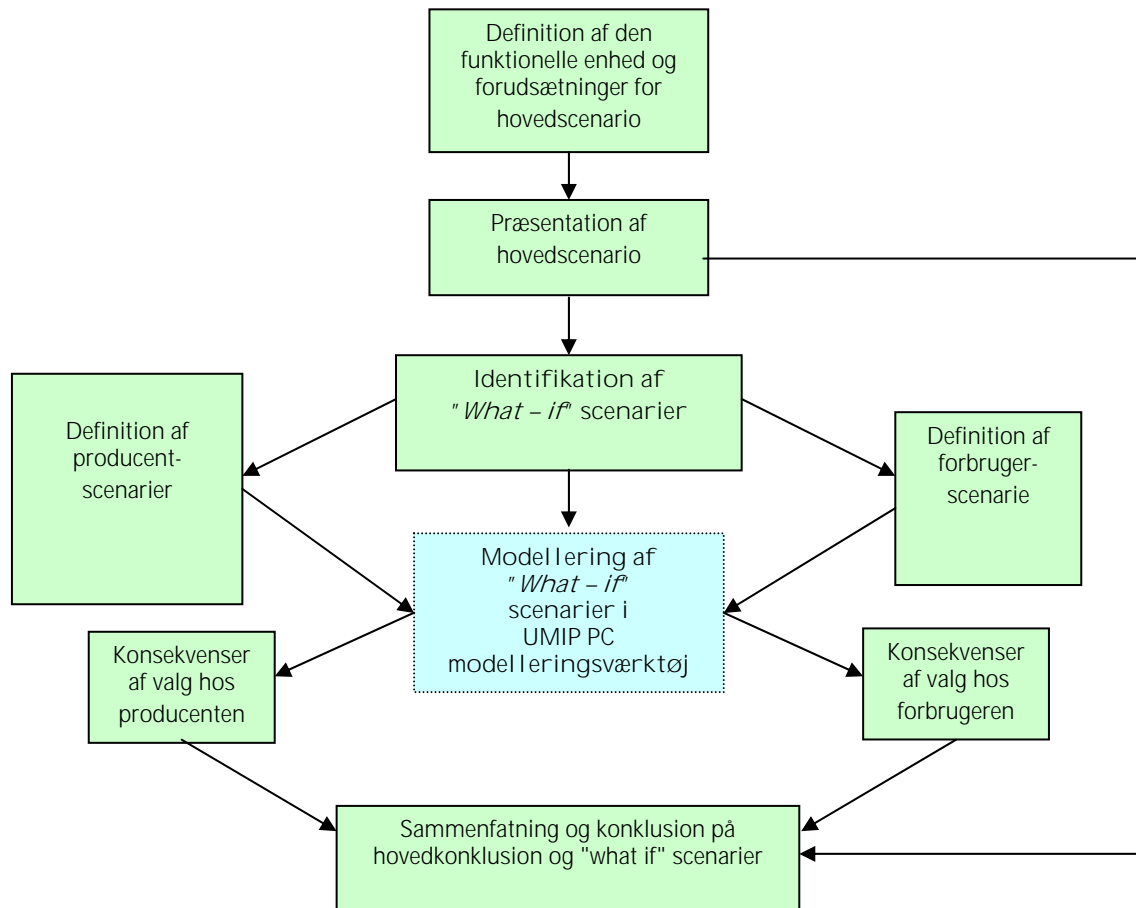
For gruppe I er det lykket at indsamle (og bearbejde) data for alle væsentlige processer. Dataene er af så god kvalitet, at disse tre produkter er valgt til at vise, hvor langt man kan komme med LCA på tekstiler, inkl. at illustrere samtlige relevante facetter ved UMIP-metoden.

Hver af de 3 gruppe I cases indeholder:

- Definition af funktionel enhed og referenceprodukt
- Modellering af hovedscenario

- Udarbejdelse af hhv. producent og forbrugerreference
- Simulering af miljøkonsekvenser, forårsaget af valg truffet af hhv. producent og forbruger.

Arbejdet med disse cases har været opdelt i faser, som det fremgår af figur 2.1.



Figur 2.1 UMIPTEX casegruppe I flowdiagram

For gruppe II er der ikke lykkedes at komme helt i mål for alle delprocesser. Der er kun tale om 1-2 delprocesser for hvert produkt, hvor der er betydelige datamangler, men processerne vurderes at kunne have væsentlig betydning for den samlede LCA. Gruppe II case-historierne har derfor en helt anden karakter end gruppe I. Med gruppe II cases illustreres, at man godt kan fortælle en interessant og spændende "miljøhistorie" baseret på LCA (og UMIP), selv om man ikke er kommet ud i alle LCA-data-krogene. Denne situation vil man meget ofte komme i, når man arbejder med LCA. Der er dog en væsentlig forskel i denne UMIPTEX sammenhæng - der kan trækkes (og bliver trukket) på resultater fra de tre LCA'er fra case gruppe I - og dette løfter kvaliteten af case historierne.

Kommentarer til metode

Produktreferencer

What-if simuleringerne er foretaget for at synliggøre konsekvenserne af mulige ændringer i produktets livsforløb. I visse af case-historierne er der defineret en særlig produktreference til producentscenarierne. Producenten har kun begrænset indflydelse på brugsfasen. Og for at tage hensyn til dette, er der udarbejdet en produktreference til producentscenarierne, hvor kun en begrænset del af belastningerne fra brugsfasen er inkluderet i forhold til produktreferencen fra hovedscenariet. Dette er gjort for at producenterne kan få et mere klart billede af produktionsfasens indflydelse på produktets miljøprofil i de opstillede "what if producent-scenarier".

Data

Hvad angår data, skal der gøres opmærksom på at validiteten af dataene inkluderet i databasen varierer, afhængigt af hvilke processer der er i betragtning. En global proces som dyrkning og høst af bomuld er behæftet med en betragtelig usikkerhed. Dette skyldes, at bomuld produceres i lande der varierer meget i udviklingsgrad. Eksempelvis varierer produktionen væsentligt mellem Sydamerika og USA pga. store forskelle i brug af pesticider, høststudbytte og lignende.

I UMIPTEX-databasen er der ikke direkte taget højde for denne forskel, men der er defineret et repræsentativt leje for dataene. Derfor er dataene meget generelle og ikke nødvendigvis repræsentative for alle livscyklusvurderinger. Andre processer er mere præcise, som f.eks. udvinding af råolie til nylon. Denne proces hører til de mere veldokumenterede, både hvad angår arbejdsulykker og ressourceforbrug.

I produktionen stammer dataene primært fra danske virksomheder. Begrænsningerne ligger her i antallet af involverede virksomheder. F.eks. er der kun foretaget grundige undersøgelser af et enkelt reaktivfarvestof og et syrefarvestof. Disse to stoffer repræsenterer hele gruppen af farvestoffer, trods de store forskelle der kan forekomme.

En stor del af miljøbelastningerne stammer fra forbruget af elektrisk energi. De data der på nuværende tidspunkt anvendes i databasen stammer fra UMIP-databasen og har reference år 1990. Der er undersøgelser i gang på området for at få opdateret denne del af databasen. Det er væsentligt at bemærke, at denne livscyklusanalyse er udført ved brug af dataene fra 1990 i alle processer, der forbruger elektrisk energi.

Træningsdragten

Produktbeskrivelse: todelt træningsdragt, bukser og jakke med yderlag af nylon, og for af ufarvet bomuld. Elastik i buks og ved fod samt ærmegab i jakke er ikke medtaget.

Funktionel enhed

Den vurderede ydelse kan beskrives i en "funktionel enhed" bestående af en kvalitativ og en kvantificeret beskrivelse, herunder levetiden af produktet.

Den kvalitative beskrivelse skal definere kvalitetsniveauet for ydelsen, så produkter kan sammenlignes på et rimeligt ensartet kvalitetsniveau. Den kvantitative beskrivelse skal fastlægge ydelsens størrelse og varighed.

Her er den funktionelle enhed defineret til:

"24 dages brug af træningsdragt fordelt over et år"

Referenceprodukt og hovedscenarie

Træningsdragten består af to lag tekstil, et yderlag af nylon, såkaldt mikrofiber, samt et for af ufarvet bomuld. Desuden inkluderer denne vurdering en lynlås i overdelen. Det antages at bomuld og nylon udgør en vægtmæssig lige stor del af træningsdragten. Der er set bort fra elastik i buks og ved fod henholdsvis ærmegab pga. manglende data på materiale og fremstillingsprocesser. Disse antagelser tages med i betragtning i diskussionen.

Hvis træningsdragten vaskes efter hver gangs brug, svarer 24 dages brug af træningsdrag til, at 1 stk. træningsdragt slides fuldstændigt op på et år. Anvendelsen af træningstøj varierer meget fra forbruger til forbruger.

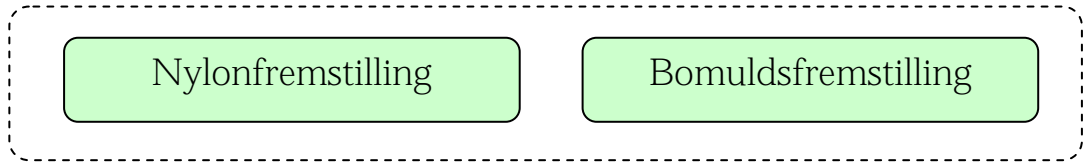
Referenceproduktet antages at opfylde følgende kriterier:

- Yderstof af vævet nylon
- Farvning af nylon: syrefarvestoffer
- For af strikket bomuld
- Bomuldsfor forudsættes at blive forvasket, blødgjort og bleget efter strikning
- Todelt, jakke og bukser
- Jakke er incl. lynlås af polyester (både bændel og spiral), ca. 60 cm lang, lynlås vejer ca. 6 g, dvs. 0,1 g per cm
- Intet tryk på træningsdragten
- Vaskes ved 40 grader C
- Tørres i tørretumbler
- Strygning unødvendig
- Vægt: jakke vejer 406 g, heraf 6 g lynlås, bukser vejer 300 g. Foret vejer 50% af den samlede vægt, dvs. jakke: 200 g bomuld, 200 g nylon. Bukser 150 g bomuld, 150 g nylon. I alt 350 g nylon og 350 g bomuld. Totalvægt 706 g.

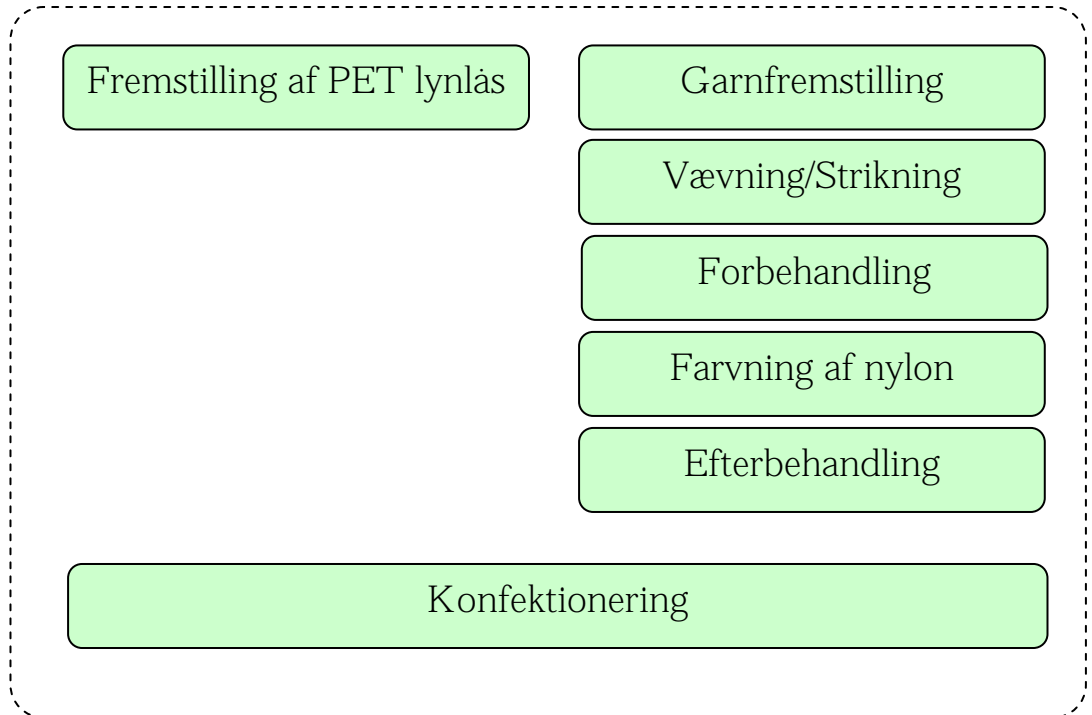
En uddybende beskrivelse af inkluderede processer, beregninger af mængder, spild m.m. findes i afsnittet "Baggrundsdata" bagest i dette bilag.

Produktsystem

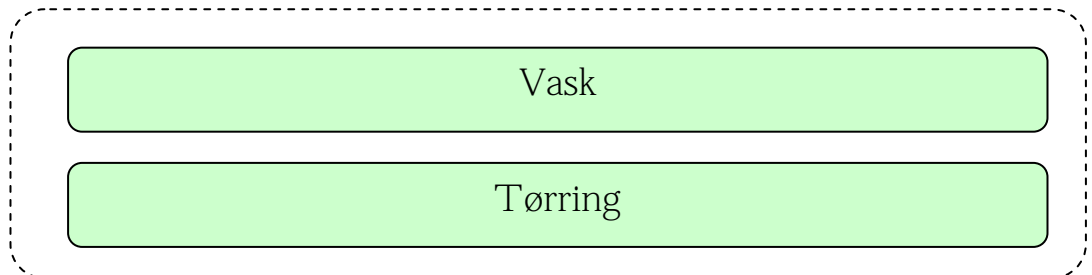
Materialefase



Produktionsfase



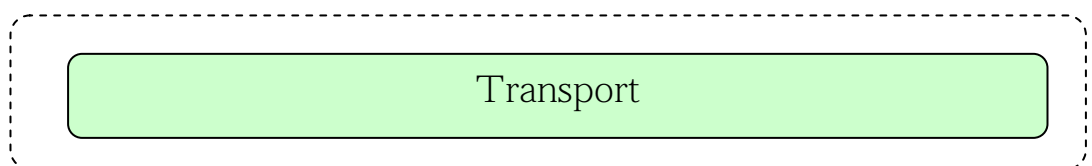
Brugsfase



Bortskaffelsesfase



Transportfase



Figur 2.2 Livscyklus flow og faser

Figur 2.2 beskriver træningsdragtens livsforløb. Fra råvareudvinding gennem produktion til konfektioneringen af den færdige træningsdragt, har produktet to parallelle livsforløb pga. de to lag tekstil bomuld og mikrofiber.

I det følgende gennemgås produktets livscyklusfaser fra råvareudvinding til bortskaffelse.

Råvarefremstilling

Der er som nævnt to hovedmaterialer i den vurderede træningsdragt;

- Bomuld
- Nylon (mikrofiber)

I det følgende vil livsforløbet blive beskrevet nærmere.

Bomuldsfremstilling

Bomuld dyrkes i mange lande under forskellige geografiske og klimatiske forhold. Dyrkning indebærer ofte et stort forbrug af kunstgødning, stort vandforbrug og stort forbrug af pesticider mod angreb af insekter, sygdomme, orme og ukrudt. Omfanget afhænger stærkt af lokale forhold. Forbruget af pesticider indebærer et væsentligt miljøproblem for både menneskers sundhed og naturen.

Kunstvanding og anvendelse af kunstgødning kan belaste såvel grundvand- som overfladevandsressourcerne både kvantitativt og kvalitativt. Før plukning er det normalt at anvende løvfjernende midler, så plukningen kan ske maskinelt.

Økologisk bomuld

Ved dyrkning af økologisk bomuld må der normalt ikke anvendes sprøjtemidler og kunstgødning. Det er således kun tilladt at anvende et meget begrænset udvalg af plantebeskyttelsesmidler og kun ved akut fare for afgrøden. Produktionen af økologisk bomuld udgør under 1 % af den samlede bomuldsproduktion, men produktionen er stigende og forventes at stige yderligere ved øget efterspørgsel.

Fremstilling af syntetiske fibre

Nylon produceres på basis af råolie og naturgas, der gennem en række kemiske processer omdannes til plast. Råvaren er en begrænset ressource, og produktionen kan medføre påvirkning af mennesker og miljø på lokalt, regionalt og globalt niveau. Under forarbejdningen til fiber tilsættes som regel smøremidler i form af spindeolie og antistatiske midler. Eventuelt tilsættes bakterie- og svampedræbende midler.

Produktion af træningsdragten

Produktionen er opdelt i flere delprocesser: Garnfremstilling, farvning, efterbehandling, konfektionering og distribution. Både bomuld og nylon gennemgår alle processer, om end garnfremstilling, farvning og efterbehandling ikke udføres ens for de to tekstiltyper.

Garnfremstilling

Bomuldsfibre kartes, kæmmes og spindes til garner på et spinderi. Før bomulden kan spindes til garn, skal fibre indimidlertid skilles fra det øvrige plantemateriale. En af de største miljørisici i den proces er indånding af bomuldstøv. På få år kan personalet udvikle den dødelige sygdom byssinose – også kaldet stenlunge. Derfor er det vigtigt, at maskinerne er indkapslede, så

støvdviklingen er minimal. Dette gælder også ved selve spindeprocessen, hvor fibre spindes til garner.

Nylongarner produceres ved at ekstrudere det opvarmede nylon granulat til uendelige garner – kaldet filamentgarner. Herefter splittes garnerne i meget tynde fibre kaldet mikrofibre. Under forarbejdningen til garn og mikrofibre tilsættes som regel smøremidler i form af spindeolie og antistatiske midler.

Metervarefremstilling

Bomuldsgarnerne strikkes på en rundstrikkemaskine til metervarer.

Nylon mikrofibrene væves til metervarer – uden brug af slettemidler. Det vil sige midler, der forstærker garnet. Mikrofibre giver et let og stærkt tekstil med et silkeagtigt blødt greb

Forbehandling

Bomulden indeholder en del snavs og bomuldsvoks, som skal vaskes væk for at få et pænt og ensartet produkt. Rester af pesticider fra bomuldsdyrkingen, primært afløvningsmidler brugt i forbindelse med høsten, udvaskes også ved denne proces og ender i spildevandet.

Bomuldsfibreneres naturlige farve fjernes ved blegning. Vælges klorblegning dannes og udledes efterfølgende de såkaldte AOX-forbindelser (“adsorbérbar organisk halogen”). De er skadelige for miljøet. Man kan også blege med brintperoxid, hvor der ikke udledes AOX-forbindelser.

Ved miljøvurderingen af træningsdragten er der som udgangspunkt valgt vask og blegning med brintperoxid, som er normalt i Danmark. Derudover er der i miljøvurderingen taget højde for en begrænset udledning af pesticider (0,005 g afløvningsmiddel per kg bomuld).

Farvning

Bomuldsforet farves ikke. Nylon mikrofiber tekstilet farves med syrefarvestoffer. Efter farvningen behandles nylon metervaren med en såkaldt ”ægthedsforbedrer”. Det sikrer en god og langvarig farveægtthed og reducerer farveafsmitning ved vask.

Farvestoffer til indfarvning af tekstiler er kemisk set ofte baseret på azo-grupper og kan indeholde tungmetaller. Enkelte af farvestofferne, der indeholder azo-grupper, kan fraspalte kræftfremkaldende stoffer af typen arylaminer.

I denne miljøvurdering er valgt farvestoffer fra gruppen af syrefarvestoffer uden tungmetaller og uden arylamin-problematikken. Farvningen af nylon mikrofiber tekstilet gennemføres på en jigger. Det har ikke været muligt at indsamle nok data til, at ægthedsforbedringsmidlet kan miljøvurderes. Dette kemikalies miljøegenskaber kan derfor ikke tælles med i denne miljøvurdering.

Efterbehandling

For bomuldstekstiler vil efterbehandlingen af hensyn til den efterfølgende konfektionering normalt bestå i en behandling med et syforbedringsmiddel – processen kaldes oftest en blødgøring.

Den farvede nylon metervare slutbehandles med to slags kemikalier. Formålet er, at overfladen af stoffet bliver vindtæt samt vand- og smudsafvisende.

Ligesom kemikalierne er med til at forbedre syegenskaberne ved den efterfølgende konfektionering.

Mange tekstiler udstyres ved hjælp af kemikalier med specifikke funktionelle egenskaber i efterbehandlingen fx - strygefri, vandskyende og brandhæmmende. Hjælpekemikalier til disse produktioner kan have særdeles uheldige miljøegenskaber i forhold til det ydre miljø og i forhold til arbejdsmiljøet. I miljøvurderingen af træningsdragten er der som udgangspunkt valgt efterbehandling med et blødgøringsmiddel.

Konfektionering

I konfektioneringen er der et spild ved tilskæring til det endelige produkt. For træningsdragten regnes med et spild på 10%.

En del af spildprodukterne genbruges til produkter af lavere kvalitet, men hovedparten går til affaldsforbrænding med varme- og energigenvinding, der modregnes i energiforbruget i maskinparken.

Arbejds miljø

Det er desuden leverandørens pligt at nedbringe mængden af ensidigt gentaget arbejde og støvgener på arbejdspladsen. Bomuldsstøv kan for eksempel give lungeskader.

Distribution

Træningsdragten pakkes i polyesterposer og sidst på en træpalle, hvorefter den distribueres til detailhandel leverandørerne.

Brugsfase

For træningsdragten i denne miljøvurdering er hovedscenariet, at den vaskes ved 40°C uden forvask og tørres i tørretumbler.

Bortskaffelsesfasen

Tekstiler må ikke deponeres, men skal ved endelig bortskaffelse brændes, hvorved energiindholdet udnyttes og erstatter ikke-fornyelige energikilder som olie og naturgas. I nogle tilfælde vil den brugte træningsdragt blive genbrugt i et tredje verdensland. Der er i disse tilfælde ikke mulighed for at udnytte energi ved afbrænding i Danmark.

Transportfasen

I miljøvurderingen af træningsdragten er inkluderet transportsценарier til og fra de forskellige forarbejdningsled i produktionskæden samt endeligt fra systemen til detailhandelen i Danmark.

Hovedscenarie - resultater

Resultatopgørelsen af hovedscenariet er her præsenteret proces specifikt. De negative bidrag, der optræder i enkelte processer, skyldes estimerede genbrugspotentialer, ressourceforbrug og bidrag til miljøeffektpotentialer. Bidragene kan, i de pågældende processer allokere til andre produkter, og figurerer derfor som negative bidrag i opgørelsen af træningsdragtens miljøprofil.

Værdierne på de fem figurer kan ikke umiddelbart sammenlignes, da enheden ikke er ens for de fem kategorier. Forbruget af primær energi er opgjort i mega joule, MJ, mens ressourceforbruget er vist i enheden "personreserver".

Personreserver tager højde for forsyningshorisonten af de enkelte ressourcer, opgjort på baggrund af reserverne i verden i 1990. Det skal her bemærkes at de anvendte data er mere end 10 år gamle, hvorfor ny viden om verdens reserver kan være tilvejebragt. Miljøeffektpotentialerne er præsenteret milli person ækvivalenter og kan sammenlignes direkte. Milli person ækvivalenter er beregnet som den målsatte belastning for år 2000. Ved vægtning baseres vægtningsfaktorerne på globale (w) eller danske (DK) udledninger i år 2000.

Forbrug af primær energi

Af figur 2.3 ses, at processerne i brugsfasen tegner sig for hovedparten af forbruget af primær energi. Forbruget af primær energi afspejler, hvilke processer der kræver meget elektrisk energi eller opvarmning af luft eller vand i forbindelse med div. processer. Det er primært fiberfremstillingen, der tegner sig for et stort forbrug af energi, grundet kørsel på markerne og fremstilling af hhv. kunstgødning og pesticider. I brugsfasen er det hovedsageligt elektricitetsforbruget til vask og tørring i tørretumbler, der er årsag til belastningen.

Ressourceforbrug

Træningsdragten forbruger en relativt stor mængde fossile brændsler, dels på grund af de energikrævende processer i livsforløbet, dels pga. fremstillingen af nylon til yderstoffet – se figur 2.4. Nylon fremstilles af råolie. Da det er antaget, at træningsdragten anvendes i Danmark, er elforbruget primært baseret på afbrænding af stenkul på de kulfyrede kraftværker. I bortskaffelsesfasen godskrives en mængde ressourcer, da der udvindes energi, som ellers ville stamme primært fra afbrænding af fossile brændsler.

Miljøeffekt potentialer

Kemikalierrelaterede miljøeffektpotentialer

Af de tre miljøeffekt kategorier er det de kemikalierrelaterede (se figur 2.5), der er dominerende. Det skyldes brugen af pesticider ved dyrkning af bomuld, blødgøring af bomuldsfiberen i forbindelse med vådbehandlingen samt anvendelse af strikkeolie i forarbejdningen af tekstilerne. Nylonen farves og overfladebehandles. Begge processer bidrager til de kemikalierrelaterede miljøeffektpotentialer.

I brugsfasen er det primært detergenter i vaskemidlerne, der giver udslag som potentiel persistent toksicitet. Det er antaget, at forbrugerne ikke tilsætter blødgøringsmiddel ved vask, hvorfor effektpotentialet formentlig ikke svarer helt til de faktiske forhold i Danmark.

Energirelaterede miljøeffektpotentialer

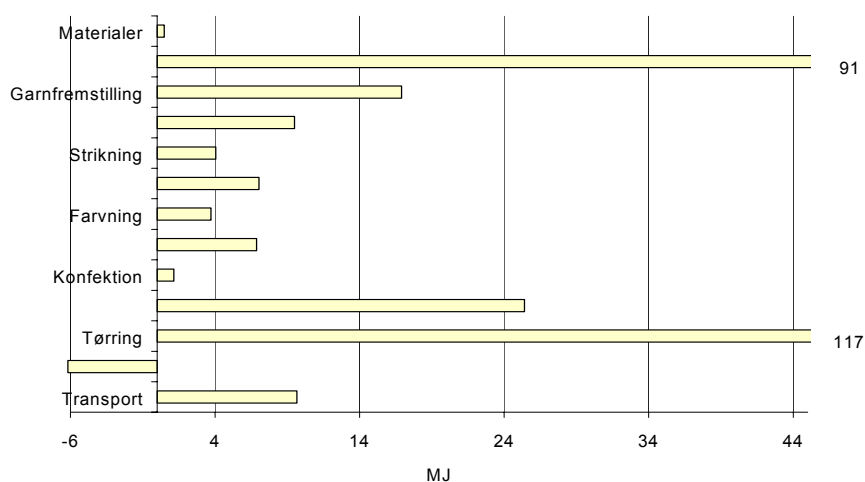
De energirelaterede miljøeffektpotentialer – illustreret i figur 2.6 - skyldes afbrændingen af fossile brændsler i de relationer, der er nævnt tidligere.

Affald

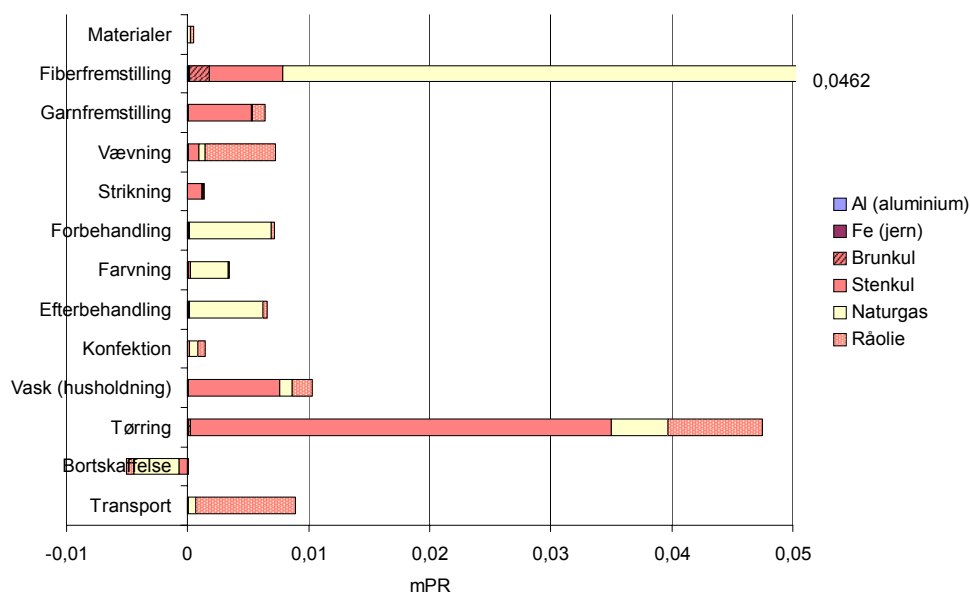
Bidragene til affaldskategorierne stammer hovedsageligt fra produktionen af el.

Konklusionen på livscyklusopgørelsen er, at produktet er ressourcetungt pga. primært brugsfasens store forbrug af el-energi.

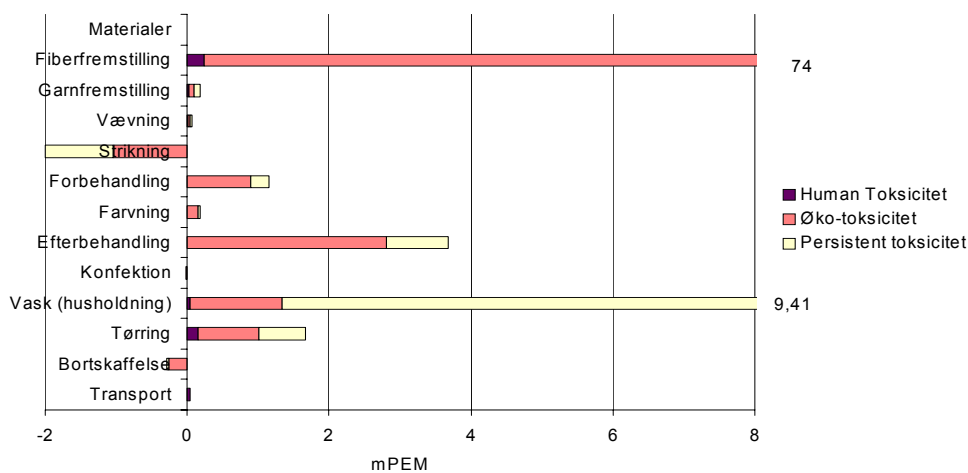
Resultater fra modellering og opgørelse af hovedscenariet



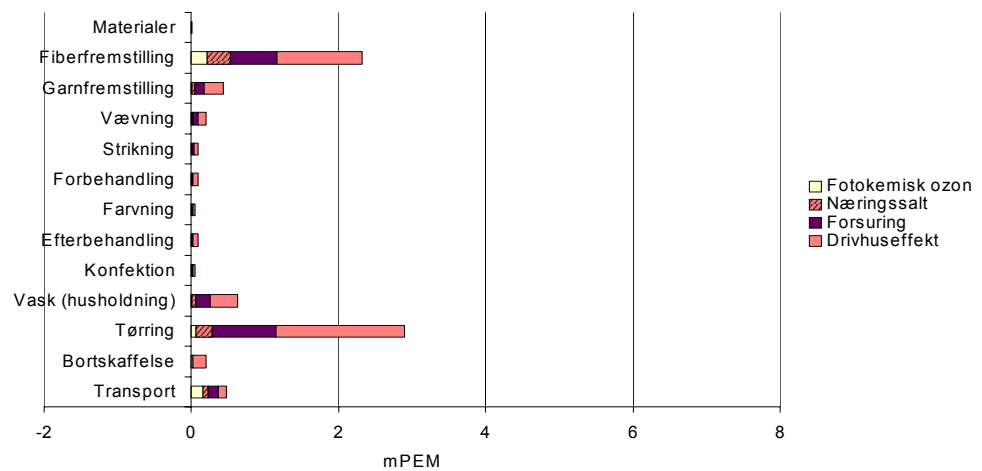
Figur 2.3 Resultat af hovedscenariet, forbrug af primær energi per funktionel enhed



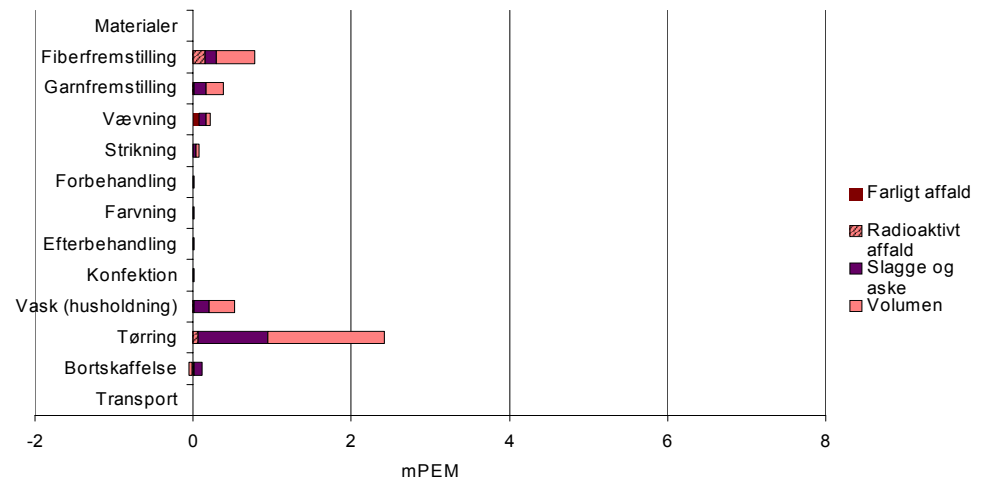
Figur 2.4 Resultat af hovedscenariet, ressourceforbrug per funktionel enhed



Figur 2.5 Resultat af hovedscenariet, toksikologiske miljøeffektpotentialer per funktionel enhed



Figur 2.6 Resultatet af hovedscenariet, energirelaterede miljøeffektpotentialer per funktionel enhed



Figur 2.7 Resultatet af hovedscenariet, affaldsrelaterede miljøeffektpotentialer per funktionel enhed

Kilde-identifikation

Det er ofte nødvendigt at undersøge den store informationsmængde, der er indbefattet i resultatet af en livscyklusvurdering, for at opnå optimalt udbytte af vurderingen. I det følgende vil blive givet en oversigt over de væsentligste bidrag til kategorierne:

- Primær energi
- Ressourceforbrug.

Følgende tre kategorier har samme enhed og kan sammenlignes direkte:

- Toksikologiske miljøeffekter
- Energirelaterede miljøeffekter
- Affaldsrelaterede miljøeffekter.

I opgørelsen af forbruget af primær energi er der ikke medtaget produktion af elastik eller syning af løbebane mm. til træningsdragten. Der forefindes ingen data på materialet, som elastikken er fremstillet af.

Primær energi

Forbruget af primærenergi i træningsdragtens livscyklusfaser er fordelt som visualiseret på figur 2.3 af hovedscenariet, forbrug af primær energi per funktionel enhed.

Table 2.1 Kilde-identifikation, primær energi opdelt i livscyklusfaser

	Forbrug af primær energi / MJ
Materialefasen	32% af det totale primær energiforbrug
Materialer	Igen væsentlige bidrag fra fremstilling af lynlåsen. Knap 100% af fasens bidrag stammer fra fiberfremstillingen.
Fiberfremstilling	Primær forbrug af elektrisk energi til fremstilling af nylonfibre ca. 70%, mens fremstillingen af bomuldsfibre udgør de resterende 30%. Det er primært stammende fra dyrkningen af bomuld, herunder kørsel med traktorer og lign.
Produktionsfasen	17% af det totale primær energiforbrug
Garnfremstilling	Knap 35 % af produktionsfasens forbrug af primær energi stammer fra elforbruget ved garnfremstilling af bomuldsforet.
Vævning	Ca. 20 % af fasens primære energiforbrug stammer fra elforbruget ved vævning af nylon filamentgarnet til dragtens yderstof.
Strikning	Forbruget stammer fra fabrikationen af bomuldsfor. Primært fra forbrug af dansk el. svarende til ca. 8 % af fasens forbrug alene stammende fra strikning af bomuldsfor.
Forbehandling	Forbruget af primær energi stammer i denne proces hovedsageligt fra forbrug dansk elektricitet ca.14%. Forbehandlingen af bomuld kræver mere energi end forbehandling af nylon tekstilet.
Farvning	Forbruget af primær energi stammer i denne proces hovedsageligt fra forbrug af elektricitet til processen og naturgas til opvarmning af procesvandet, ca. 8%. Det er udelukkende microfibern der farves.
Efterbehandling	Forbruget af primær energi stammer i denne proces hovedsageligt fra fyring med naturgas og forbrug af dansk el. ca.13%, primært fra bomuldsforet.
Konfektion	Ca. 2% af fasens forbrug af primær energi stammer fra denne proces. Primært fra fremstilling af plastposer til emballering af træningsdragten.
Brugsfasen	50% af det totale primær energiforbrug
Vask (husholdning)	18% af fasens forbrug stammer fra el forbrug til opvarmning af vand i vaskemaskinen
Tørring i tørretumbler	82% af fasens forbrug skyldes brug af dansk el til drift af tørretumbleren
Bortskaffelsesfasen	-2% af det totale primær energiforbrug
Afbrænding	Godskrivning af den energi, der vindes ved forbrændingen af træningsdragten.
Transportfasen	3% af det totale primær energiforbrug
Transport	Forbrug af fossile brændsler til benzin og diesel til div. køretøjer.

Fiberfremstilling

Det primære bidrag stammer fra fremstillingen af nylon til træningsdragtens yderstof; råmateriale og elektricitet til drift af processerne. For bomuldsforet stammer det væsentligste bidrag fra kørsel på markerne i forbindelse med dyrkning og høst af bomuldsfibre. En mindre del stammer fra fremstillingen af kunstgødninger og pesticider. I modellen for fremstilling af bomuldsfor til træningsdragten er transporten til udbringning af gødning og pesticider ikke medtaget.

Produktionsfasen

I efterbehandlingen af mikrofibren foreligger ingen data på elektricitetsforbruget under processen. Efterbehandlingen af bomulden bidrager derfor umiddelbart i højere grad i denne proces, hvilket ikke nødvendigvis er det egentlige tilfælde.

Tørring

Elforbruget til tørring af træningsdragten udgør det største bidrag i hele livsforløbet og derfor et vigtigt fokus punkt. Også forbruget af primær energi til vaskemaskinen udgør en væsentlig del af det samlede forbrug.

Ressourceforbrug

Fordelingen af ressourceforbruget i processerne i træningsdragtens livstid kan ses i figur 2.4.

Tabel 2.2 Kilde-identifikation af de mest ressourcekrævende processer i træningsdragtens livsforløb

	Råolie	Naturgas	Stenkul
<i>Materialefasen</i>	50 % af det totale forbrug	70% af det totale forbrug	11 % af det totale forbrug
Materialer	1 % stammer fra udvinding af olie til plastlånåsen	1% stammer fra udvinding af olie til plastlånåsen, restprodukt	Intet væsentligt forbrug
Fiberfremstilling	99% af fasens forbrug af råolie stammer primært fra produktionen af kunstgødning og pesticider, samt transport af fibre	99% Primært fra produktionen af kunstgødning og pesticider, samt transport af fibre	100% Primært fra produktionen af kunstgødning og pesticider
<i>Produktionsfasen</i>	16 % af det totale forbrug	26 % af det totale forbrug	14 % af det totale forbrug
Garnfremstilling	12 % primært til elproduktion til spinding af garnet	Intet væsentligt forbrug	66 % primært grundet elforbrug
Strikning	2 % primært grundet elforbrug	Intet væsentligt forbrug	15 % primært grundet elforbrug
Vævning	70 % primært grundet elforbrug	3% primært grundet elforbrug	11 % primært grundet elforbrug
Forbehandling	3 % primært grundet elforbrug	40 % primært grundet elforbrug	2 % primært grundet elforbrug
Farvning	2 % primært til opvarmning af vand	18 % primært til opvarmning af vand	3 % primært grundet elforbrug
Efterbehandling	3 % primært fra elektrisk energi brugt til tørring	35 % primært fra elektrisk energi brugt til tørring af tekstilerne	1 % primært grundet elforbrug
Konfektion	8 % af fasens totale råolie forbrug grundet genbrug af tekstil i andet produkt	4 % af fasens totale naturgas forbrug grundet genbrug af tekstil i andet produkt	1 % af fasens totale stenkuls forbrug grundet genbrug af tekstil i andet produkt
<i>Brugsfasen</i>	19 % af det totale forbrug	8 % af det totale forbrug	76 % af det totale forbrug
Vask (husholdning)	18 % af fasens bidrag primært fra forbrug af dansk el	18 % af fasens bidrag primært fra forbrug af dansk el	18 % af fasens bidrag. primært fra forbrug af dansk el
Tørring	82 % af fasens bidrag primært fra elforbruget ved tørring i tørretumbler	82 % af fasens bidrag primært fra elforbruget ved tørring i tørretumbler	82 % af fasens bidrag. primært fra elforbruget ved tørring i tørretumbler
<i>Bortskaffelsesfasen</i>	1 % af det totale råolie forbrug kan godskrives	5 % af det totale naturgas forbrug kan godskrives	1 % af det totale stenkul forbrug kan godskrives
Afbrænding	Afbrænding af træningsdragten giver energi i form af varme, dette erstatter afbrænding af råolie	Afbrænding af træningsdragten giver energi i form af varme, dette erstatter afbrænding af naturgas	Afbrænding af træningsdragten giver energi i form af varme
<i>Transportfasen</i>	16 % af det totale forbrug	1 % af det totale forbrug	Uden betydning
Transport	Forbrug af benzin og diesel	Forbrug af benzin og diesel	

Forbruget af Fe, Al og brunkul er af yderst begrænset mængde. Der er set bort fra dette ressourceforbrug her. Det er forbruget af naturgas og stenkul der har størst betydning for træningsdragstens miljøprofil. Stenkul forbrændes ved produktion af dansk elektricitet. Naturgas anvendes primært under produktionen af pesticider og kunstgødning samt opvarmning af farvebade, mens råolie anvendes som råmateriale til lynlåsen, men bruges hovedsageligt til brændsel til div. køretøjer.

Materialefasen

Ved fiberfremstillingen er det hovedsageligt produktionen af pesticider og kunstgødning, der er energikrævende og derfor tegner sig for hovedparten af forbruget af råolie og naturgas. Det er her antaget, at der bruges europæisk el, hvorfor der ikke ses et stort forbrug af stenkul.

Produktionsfasen

De energikrævende processer som opvarmning af vand til farvning, varm luft til tørring, tegner sig for de væsentligste ressourceforbrug i denne fase. Farve- og efterbehandlings processen er lige energikrævende. Efterbehandlingen primært pga. tørreprocessen.

Brugsfasen

Brugsfasen er den mest ressourcekrævende fase i træningsdragstens livscyklus. Elforbruget tegner sig for hovedparten af ressourceforbruget. Vask i vaskemaskine i en alm. husholdning kræver energi til opvarmning af vaskevand. Tørring i tørretumbler kræver en stor mængde el energi. Dansk el er primært baseret på forbrænding af stenkul, mens rum- og vandopvarmning ofte er baseret på forbrænding af naturgas og olie.

Bortskaffelsesfasen

Der produceres energi ved forbrænding af træningsdragten, som erstatter fossile brændstoffer. Men der forbruges samtidig ressourcer til drift af anlægget.

Transportfasen

Hovedbidragene i denne fase er små. De stammer fra forbrug af råolie til fremstilling af diesel og benzin. Der er her regnet med, at træningsdragten transporteres til privat bolig med bil, men at der købes flere andre varer ved samme lejlighed.

Toksikologiske miljøeffekter

Baggrunden for opgørelsen af de kemikalierelaterede miljøeffekter er ikke komplet. UMIPTEX-databasen indeholder ikke data på kemikalierne, der anvendes til overfladebehandling af mikrofiberen (nylon). Datagrundlaget er desuden begrænset for syrefarvestofferne, hvorfor de kemikalierelaterede miljøeffekter vil syne mindre end de reelt er i farveprocessen. Miljøeffektpotentialer, toksicitet, opdelt i træningsdragstens livscyklusfaser ses på figur 2.5 af hovedscenariet.

Tabel 2.3 Kilde-identifikation for toksicitetskategorierne opdelt

	Human toksicitet	Økotoksicitet	Persistent toksicitet
Materialefasen	Ca. 45% af det totale effekt potentiale stammer fra denne fase	98 % af det totale effekt potentiale stammer fra denne fase	Ca. 87% af det totale effekt potentiale stammer fra denne fase
Fiberfremstilling	Primært fra pesticider, emissioner til luft.	100% af fasens bidrag stammer fra pesticider i bomulds dyrkning	Ca. 90% af fasens bidrag stammer fra pesticider i bomulds dyrkning
Produktionsfasen	Knap 10% af det totale effekt potentiale kan tilskrives denne fase	De negative bidrag fra strikning og konfektionering pga. genbrugspotentialet reducere fasens totale bidrag til 0,1%	Totalt set negativt bidrag pga. genbrugspotentiale i strikning og konfektionering
Garnfremstilling	Ca. 50% af fasens bidrag skyldes forbrug af elektricitet ved spinding af bomuldsgarn	Ca. 6% af fasens positive bidrag skyldes forbrug af elektricitet	Ca. 10% af fasens positive bidrag til effekt potentialet skyldes elforbrug ved spinding af garn
Vævning	27%	2%	
Strikning	6%	Godskrivning af effekt potentialer pga. genbrugsmuligheder i denne proces	Godskrivning af effekt potentialer pga. genbrugsmuligheder i denne proces
Forbehandling	Ca. 6% af fasens bidrag skyldes elforbruget	78% af fasens samlede positive bidrag stammende fra	Bidraget på 20% af fasens positive bidrag stammer fra vaskemidlet, der anvendes inden garnet farves
Farvning	Ca. 4% af fasens bidrag skyldes elforbruget	Farvningen udgør 13% af fasens samlede positive bidrag stammende fra brugen af syrefarvestoffer.	2 % af fasens positive bidrag til toksicitets potentialet skyldes brug af reaktivfarvestoffer og elektricitet
Efterbehandling	Ca. 4% af fasens bidrag skyldes elforbruget	Denne proces bidrager med det største økotoksicitets potentiale, 1%, af fasens positive bidrag i denne fase skyldes blødgøringsprocessen.	Ca. 65% af fasens positive bidrag til toksicitets potentialet skyldes brug af blødgøringsmiddel.
Konfektion	Godskrivning af effekt potentialer pga. genbrugs-muligheder i denne proces	Godskrivning af effekt potentialer pga. genbrugsmuligheder i denne proces	Godskrivning af effekt potentialer pga. genbrugsmuligheder i denne proces
Brugsfasen	Ca. 37 % af det samlede bidrag	Ca. 3% af det samlede bidrag	Ca. 15% af det samlede bidrag
Vask	Ca. 82 % af denne fases effekt potentiale stammer fra vaskemidlet	Ca. 60% af denne fases effekt potentiale stammer fra vaskemidlet	92% af denne fases effekt potentiale stammer fra detergenter i vaskemidlet
Tørring i tørretumbler	Ca. 18% af fasens bidrag skyldes Brug af dansk el	Ca. 40 % af denne fases effekt potentiale skyldes elforbrug til tørretumbler	Ca. 7 % af fasens bidrag skyldes elforbrug til tørretumbler
Bortskaffelsesfasen	Negativt bidrag pga. nyttiggørelse af energi	Negativt bidrag pga. nyttiggørelse af energi	Negativt bidrag pga. nyttiggørelse af energi
Afbrænding			
Transportfasen	8% af det samlede effekt potentiale	Ingen væsentlige bidrag	Ingen væsentlige bidrag
Transport	Fra afbrænding af fossile brændsler		

I produktionsfasen er strikning og konfektionering antaget at bidrage med et genbrugspotentiale, der kan godskrives fiberfremstillingen. Det resulterer i, at produktionsfasen totalt set bidrager negativt til øko- og persistent toksicitets effektpotentialer. I tabellen er det positive bidrag fra produktionsfasen alene beregnet og anvendt som total værdi. Selve fasens bidrag er beregnet ud fra det totale potentiale, dvs. inklusiv de negative bidrag.

Materialefasen

De væsentligste faktorer i denne opgørelse er øko- og persistent toksiciteten fra dyrkningen af bomuld. De høje effektpotentialer skyldes brugen af pesticider: herbicid, insekticid, fungicid, vækstregulator og afløvningsmiddel.

Produktionsfasen

Forbehandlingen af nylontekstilet kræver ikke samme mængde hjælpekemikalier, hvorfor forbehandlingen skal betragtes som to separate og forskellige processer.

Brugsfasen

Detergenter i vaskemidlerne resulterer i bidrag primært til human- og persistent toksicitet, desuden er der et mindre bidrag til økotoksicitet (primært stammende fra alkoholethoxylat). Det er dog væsentligt at nævne, at bidragene fra denne fase er små i forhold til bidragene fra fiberfremstillingen.

Elproduktion bidrager også til toksicitetskategorierne. Minedrift frigiver nogle uønskede stoffer til miljøet, for eksempel strontium.

Energirelaterede miljøeffekter

De potentielle energirelaterede miljøeffekter fra træningsdragtens livscyklusfaser er fordelt som vist på figur 2.6 af hovedscenariet, toksikologiske miljøeffektpotentialer per funktionel enhed.

Tabel 2.4 Kilde-identifikation af energirelaterede miljøeffektpotentialer

	Drivhuseffekt	Forsuring	Nærings salt-belastning	Fotokemisk ozondannelse
Materialefasen	28 % af det samlede bidrag	30 % af det samlede bidrag	44 % af det samlede bidrag	41 % af det samlede bidrag
Materialer	Ingen væsentlige bidrag	Ingen væsentlige bidrag	Ingen væsentlige bidrag	3 % stammer fra udvinding af råolie til lynlåsen
Fiberfremstilling	100% Stammende primært fra forbrænding af fossilt brændstof samt energi til fremstilling af N-kunstgødning	100 % Stammende fra primært forbrænding af fossilt brændstof samt energi til fremstilling af N-kunstgødning	100 % Stammende fra forbrænding af fossilt brændstof samt energi til fremstilling af N-kunstgødning	97% Stammende fra forbrænding af fossilt brændstof
Produktionsfasen	15 % af det samlede bidrag	12 % af det samlede bidrag	10 % af det samlede bidrag	11 % af det samlede bidrag
Garnfremstilling	41 % af fasens bidrag stammer fra el forbruget i denne proces	51 % af fasens bidrag stammer fra el forbruget i denne proces	47 % af fasens bidrag stammer fra el forbruget i denne proces	Hovedparten, ca. 20 %, af fasens bidrag stammer fra uforbrændt brændstof i forbindelse med transport
Strikning	9 % af fasens bidrag grundet elforbrug	10 % af fasens bidrag grundet elforbrug	9 % af fasens bidrag grundet elforbrug	Ikke væsentlig
Vævning	19 % af fasens bidrag grundet elforbrug	24 % af fasens bidrag grundet elforbrug	19 % af fasens bidrag grundet elforbrug	20 %
Forbehandling	10 % af fasens bidrag grundet elforbrug	5 % af fasens bidrag grundet elforbrug	8 % af fasens bidrag grundet elforbrug	16 % af fasens bidrag grundet ufuldstændig forbrænding af brændstof i forbindelse med transport
Farvning	6 % af fasens bidrag grundet elforbrug	3 % af fasens bidrag grundet elforbrug	6 % af fasens bidrag grundet elforbrug	8 % af fasens bidrag grundet uforbrændt brændstof i forbindelse med transport
Efterbehandling	10 % af fasens bidrag grundet elforbrug	4 % af fasens bidrag grundet elforbrug	8 % af fasens bidrag grundet elforbrug	16 % af fasens bidrag grundet uforbrændt brændstof i forbindelse med transport
Konfektion	5 %	3 %	3 %	20 % grundet ufuldstændig afbrænding af fossile brændstoffer
<i>Brugsfasen</i>	50 % af det samlede bidrag	51 % af det samlede bidrag	36 % af det samlede bidrag	16 % af det samlede bidrag
Vask (husholdning)	18 % af fasens effekt bidrag skyldes el til opvarmning af vand i vaskemaskinen	18 % af fasens effekt bidrag skyldes el til opvarmning af vand i vaskemaskinen	18 % af fasens effekt bidrag skyldes el til opvarmning af vand i vaskemaskinen	18 % af fasens effekt bidrag skyldes el til opvarmning af vand i vaskemaskinen
Tørring i tørretumbler	82 % af fasens effekt potentiale skyldes forbruget af el til tørretumbler	82 % af fasens effekt potentiale skyldes forbruget af el til tørretumbler	82 % af fasens effekt potentiale skyldes forbruget af el til tørretumbler	82 % grundet ufuldstændig forbrænding i forbindelse med transport
<i>Bortskaffelsesfasen</i>	4 % af total	Intet væsentligt bidrag eller godskrivning	Intet væsentligt bidrag eller godskrivning	Ca.3 % af det totale bidrag stammer fra afbrændingen af træningsdragten
Afbrænding				
Transportfasen	3 % af det samlede bidrag	7 % af det samlede bidrag	1 % af det samlede bidrag	29 % af det samlede bidrag
Transport	Kørsel med diesel og benzin drevne køretøjer	Forbrænding af fossile brændstoffer	Forbrænding af fossile brændstoffer	Forbrænding af fossile brændstoffer

Ufuldstændig forbrænding bidrager til fotokemisk ozondannelse, mens afbrænding af fossile brændstoffer generelt bidrager til alle kategorierne.

Materialefasen

Afbrændingen af fossile brændstoffer til transport af bomuldsfibrene og elforbrug ved fremstillingen af kunstgødning og pesticider er hovedårsagen til miljøeffektbidragene fra denne fase.

Produktionsfasen

I denne fase er det ligeledes elforbruget der tegner sig for hovedparten af effektpotentialerne, særligt processen, hvor garnet fremstilles, er energikrævende.

Brugsfasen

Fasen, hvor træningsdragten forbruges, er absolut hovedbidrager til de energirelaterede miljøeffektpotentialer. Det skyldes elektricitet til drift af tørretumbler og opvarmning af vand og drift af vaskemaskine. Der er ikke medtaget energiforbrug fra fremstillingen af vaskemidlerne. Havde dét været inkluderet, ville bidraget fra denne fase være endnu større. Dette resultat indikerer, at forbrugeren har stor indflydelse på træningsdragtens samlede miljøprofil.

What-if simuleringer

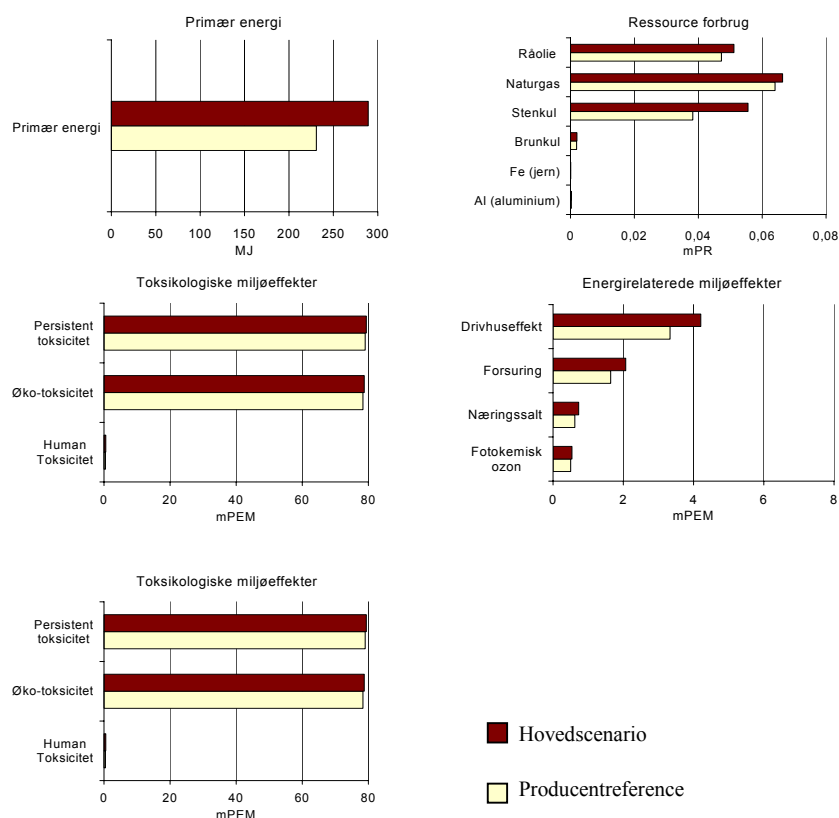
Miljøprofilen af et givet produkt, her en træningsdragt, kan påvirkes dels af producentens, dels af forbrugers valg. For at synliggøre konsekvenser af mulige ændringer i produktets livsforløb er der udarbejdet en række scenarier med fokus på hhv. producent og forbruger.

Ved at ændre en enkelt eller flere af referencebetingelserne er det muligt at danne et billede af konsekvensernes omfang grundet det valg, der er truffet. Ændringerne illustreres grafisk vha. livstidsopgørelser indenfor fem kategorier, som beskrevet i de følgende afsnit. Følgende scenarier er udarbejdede under hensyntagen til producentens og forbrugers indflydelse på produktets miljøprofil.

Konsekvenser af valg hos producenten

Producenten har indflydelse på alle processer fra udvinding af råmaterialer, til det færdige produkt forlader distributionen. Producenten kan til en vis grad også påvirke processerne i brugsfasen. Det er dog ikke muligt for producenten at påvirke alle forbrugere af produktet til at handle ens. For at tage hensyn til dette er der udarbejdet en producentreference, hvoraf en reduceret mængde af belastningerne fra brugsfasen er inkluderet.

Den reviderede brugsfase indeholder: vask efter brug, som defineret i den funktionelle enhed. Ingen brug af blødgøringsmiddel ved vask i privat husholdning og tørring i tørretumbler efter 50% af vaskene. Det antages, at træningsdragten lufttørres det resterende antal gange.



Figur 2.8 Producentreferencen i forhold til hovedscenariet

Af figur 2.8 ses, at producentreferencescenariet har 20 % lavere forbrug af primær energi per funktionel enhed end hovedscenariet. Dette skyldes et lavere forbrug af elektricitet i brugsfasen pga. det reducerede brug af tørretumbler. Af samme årsag er forbruget af fossile brændsler og de energirelaterede miljøeffekter reduceret, begge kategorier med mellem 10 og 30 %, højst for stenkul.

De toksikologiske miljøeffekter er kun reduceret med ganske få procent, da dyrkning af bomuld og brug af blødgørere og farvestoffer i produktionen af træningsdragten overskygger bidragene fra de kulfyrede kraftværker.

I det følgende præsenteres resultaterne af de producentrelaterede scenarier som summerede bidrag over hele livsforløbet og sammenlignes med producentreferencen.

Scenarie r - producent

Råvarefasen

Scenario 1: Råvarevalg – Økologisk bomuldsfor

Produktionsfasen

Scenario 2: Kemikalievalg – Farvning af bomuldsfor

Scenario 3: Kemikalievalg – Valg af syrefarvestoffer

Scenario 4: Kemikalievalg – Farvevalg 10% farvning

Scenario 5: Kemikalievalg – Valg af blødgøringsmiddel

Scenario 6: Kemikalievalg – Brug af ægthedsforbedrer

Scenario 7: Kemikalievalg – Anvendelse af ekstra strikkeolie

Brugsfasen

Scenario 8: Påvirkning af produktkvalitet – 20% farveudvaskning i brugsfasen

Scenario 9: Påvirkning af produktkvalitet – Farveafsmitning

Scenario 10: Påvirkning af produktkvalitet – Reduceret levetid

Scenario 11: Påvirkning af brugsfasen – Ingen tørring i tørretumbler

Scenario 1: Råvare valg - Økologisk bomuld

De toksikologiske miljøeffekter er de højest vægtede miljøeffektpotentialer i træningsdragtens livsforløb. Bidragene til denne kategori er identificeret til primært at skyldes brugen af pesticider samt spredning af kunstgødning ved bomulds dyrkning.

Til konventionel dyrkning af bomuld anvendes i worst case op til ca. 18 g pesticid pr. kg bomuld. I hovedscenariet er pesticidmængden vurderet som et gennemsnit fra bomulds dyrkning i USA og Sydamerika. Pesticidernes effekt på miljøet er vurderet, og faktorerne er inkluderet i databasen. Pesticidrester kan forårsage humantoksiske effekter under forarbejdningen af bomuldsfibre, da den olie, der produceres under processen, i nogle lande anvendes til madlavning. Herved ender pesticidresterne i maden og dermed i befolkningen. Resterne antages at blive vasket ud af bomulden under vådbehandlingen.

Til vurdering af de anvendte kemikalierne betydning ved konventionel dyrkning af bomuld ændres materialet til økologisk bomuld. Herved udelukkes brugen af pesticider og kunstgødning, hvorved udvaskning af pesticider i forbehandlingen af bomuldsfibre også elimineres. Ved produktion af økologiske bomuldsfibre bruges ingen kemikalier til blegningen i forbehandlingen, hvilket medfører endnu en reduktion af de toksikologiske miljøeffektpotentialer.

En yderligere gevinst er, at den transport, der kræves for at sprede disse stoffer på markerne, forsvinder. Denne transport er dog ikke medtaget i hverken hoved- eller producentreferencescenarierne pga. de store forskelle, der er mellem de bomuldsproducerende lande. I nogle lande køres kun nogle enkelte gange på markerne pr. dyrkningsrunde. I andre lande, typisk sydamerikanske, er det kutyme at køre mere på markerne for at sikre høstudbyttet. Mindre transportmængde mindsker forbruget af fossilt brændstof og dermed også dele af de energirelaterede miljøeffekter.

Forbruget af primær energi ændrer sig ikke væsentligt på grund af det ændrede råvarevalg. Det skyldes, at hovedparten af energiforbruget stammer fra processerne i produktions- og brugsfasen, og disse er uændrede i dette scenario. Totalt set falder energiforbruget med 2-3% ved ændret råvarevalg.

De toksikologiske miljøeffekter reduceres væsentligt ved brug af økologisk dyrket bomuld. Persistent toksicitet reduceres med omkring 80-85%, mens økotoksicitet er reduceret med op til 95 % i forhold til referencescenariet.

De energirelaterede miljøeffekter, drivhuseffekt, nærings saltbelastning og den fotokemiske ozondannelse er reduceret med en mindre procentdel, ca. 2-5%. Årsagen er, at der ikke længere er bidrag til disse potentialer fra produktionen af kunstgødning og pesticider. Samme årsag er gældende for affaldskategorierne.

Konklusion på scenario 1 - Økologisk bomuld anbefales

Det kan konkluderes, at producenten har stor mulighed for at påvirke tekstilets samlede miljøprofil, især de toksikologiske miljøeffekt potentialer. Anvendelse af økologisk bomuld frem for konventionelt dyrket bomuld kan klart anbefales i videst muligt omfang. Det skal ligeledes tages med i betragtning, at mange af de midler, der anvendes til bomuldsdyrkning, er sundhedsskadelige for mennesker. Ved forkert eller uforsigtig anvendelse kan underleverandøren udsætte sig selv og sine ansatte for sundhedsfare. Udvaskning af pesticidrester i div. forarbejdningsprocesser er endnu en årsag til at undgå konventionel dyrket bomuld.

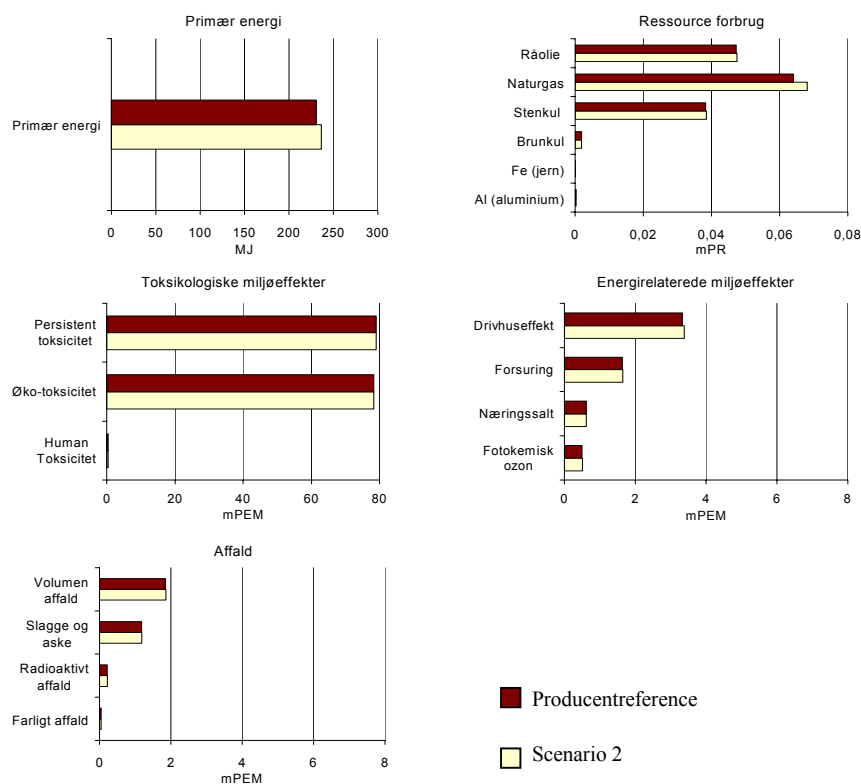
Scenario 2: Kemikalievalg - Farvet bomuldsfor

De toksikologiske miljøeffekter er de højest vægtede i træningsdragtens livsforløb. Bidragene til denne kategori stammer hovedsageligt fra pesticider anvendt ved dyrkning af bomuld, farvning af tekstiler samt brug af blødgørere, dels i produktionsfasen, dels i brugsfasen.

I referencescenariet antages det, at foret ikke farves. I dette scenario illustreres den miljømæssige betydning af en farvning af bomuldsforet.

Antallet af miljøeffekt faktorer for reaktivfarvestoffer er begrænset i UMIPTEX-databasen. Det er derfor væsentligt, at resultatet af dette scenario betragtes som vejledende. Der kan være andre, lige så anvendte, farvestoffer som bidrager mere eller mindre til de toksikologiske miljøeffekter end de her inkluderede.

Bomuld farves med reaktivfarvestoffer. I modellen er det antaget at bomulden farves med 3% farve og at 85% af det doserede farvestof adsorberer til tekstilet, den resterende mængde emitteres via renseanlæg til hhv. vand og jord. Det er desuden antaget at farvestofferne ikke udvaskes i brugsfasen.



Figur 2.9 Resultat af scenario 2

Af figuren ses det, at effekten totalt set er begrænset. Forbruget af primær energi stiger med 2 %, ligesom det er tilfældet for de energirelaterede miljøeffekter. Ressourcemæssigt er det forbruget af naturgas der stiger mest, men ca. 6%. Naturgas anvendes til opvarmning af vand mm. i farveprocessen.

Totalt set stiger bidragene til human toksicitet med fem promille mens både persistent og økotoksicitet øges med under en promille, hvis foret farves. Ses alene på bidragene til de toksikologiske miljøeffekter fra farveprocessen er der en stigning på 130% i human toksicitet, 11% i økotoksicitet og 50% i persistent toksicitet. Det har altså stor indflydelse på produktets produktionsmæssige miljøprofil, hvis bomuldsforet til træningsdragten farves.

Konklusion på scenario 2 - Effekt på energiforbrug og toksikologiske miljøeffekter

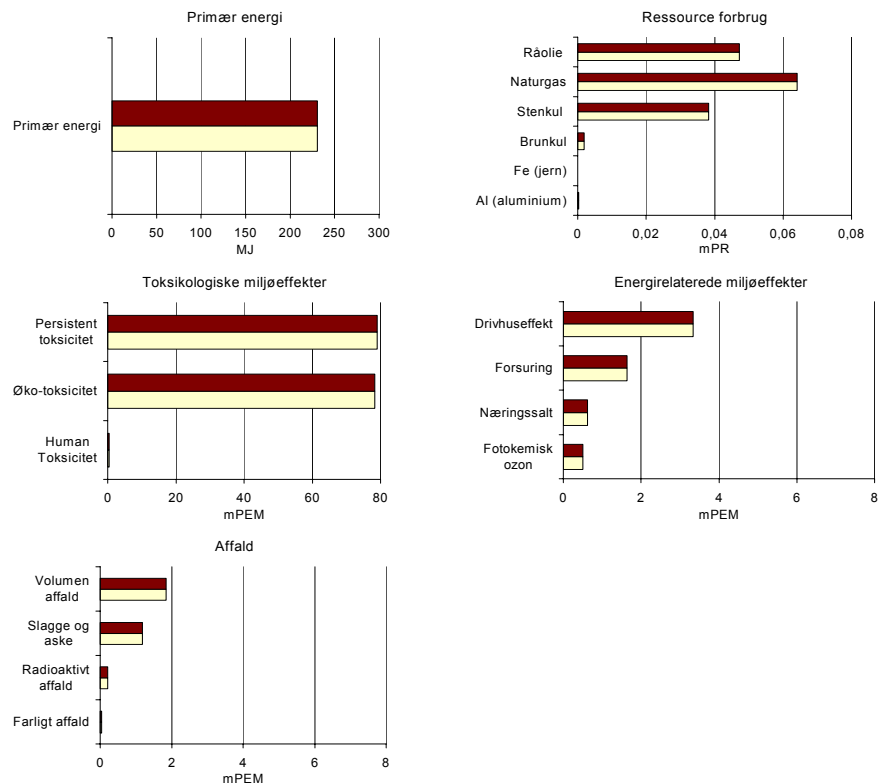
Farvning af bomuld har en toksikologisk effekt på miljøet. I dette scenario er det antaget, at der ikke udvaskes farve i brugsfasen, hvilket reelt betyder, at der ses bort fra den udvaskning, der finder sted. Produktionen af farvestoffet, distribution, opbevaring og brug har en miljømæssig uønsket effekt på produktets miljøprofil. Disse data er ikke tilgængelige i databasen, hvorfor effekten af en bomuldsfarvning er større end resultatet af dette scenario indikerer.

Total set øges energiforbruget med ca. 3 % ved farvning af bomuldsforet. Dette er en væsentlig mængde, taget i betragtning at det er en enkelt proces i produktionsfasen. Det kan konkluderes, at farvningen af foret bør undgås.

Scenario 3: Kemikalievalg - Valg af syrefarvestoffer

Mikrofiberen farves med syrefarvestoffer efter tekstilet er blevet vævet. Farvestofferne bidrager til de toksikologiske miljøeffektpotentialer, om end i mindre omfang end pesticider og kunstgødning ved dyrkning af bomuld. I databasen eksisterer kun effektfaktorer for et enkelt syrefarvestof, i producentreferencen er de anvendte farvestoffer alle tildelt samme effektfaktorer. Det skal bemærkes, at den begrænsede viden om store dele af farvepaletten gør, at disse modelleringer ikke bør ses som repræsentative for hele gruppen af farvestoffer, men opfattes vejledende.

Det er ligeledes antaget i producentreferencen, at 85% af det doserede farvestof adsorbere til tekstilet, resten ledes til spildevandsanlæg, hvor 13% udledes til vand og 87% til jord. Farvestofferne bidrager hovedsageligt til økotoksicitet.



Figur 2.10 Resultat af scenario 3 – Mindre reduktion af kemikalierelaterede miljøeffektpotentialer

I dette scenario antages det, at syrefarvestoffer ikke bidrager til de toksikologiske miljøeffekter. Da data for produktionen ikke er inkluderet i databasen, betyder det, at farvestoffer ikke figurerer i modelleringen af scenariet.

Det kan konstateres, at farvestoffernes bidrag til de toksikologiske miljøeffektpotentialer ikke har stor betydning totalt set. Herunder noteret, at det kun er et enkelt syrefarvestof, der ligger til grund for bidraget i producentreferencen. Persistent toksicitet er reduceret med knap 1%, hvilket også er tilfældet for økotoksicitet. Human toksicitet er uændret.

I farveprocessen alene reduceres bidragene med ca. 35%. Det resterende bidrag fra processen skyldes el- og varmekonsum.

Konklusion på scenario 3 - indhent mere viden omkring syrefarvestofferne

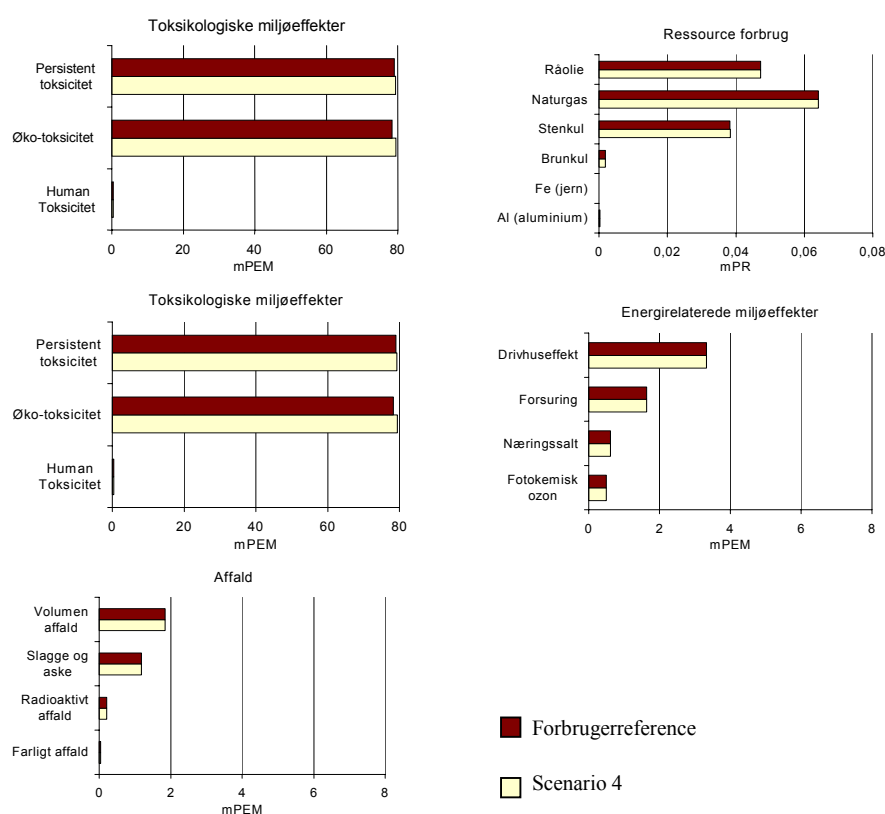
Det kan således konkluderes, at producenten skal fokusere på at skaffe viden om de anvendte farvestoffer og deres indvirkning og nedbrydelighed i miljøet. Faktorerne i dette værktøj kan anvendes som sammenligningsgrundlag og dermed danne baggrund for at vælge mere miljøvenlige syrefarvestoffer.

Scenario 4: Kemikalievalg – Farvevalg: 10% farvning

I producentreferencen er mikrofiberen farvet med 1% syrefarvestof, hvilket svarer til den mængde farvestof, der anvendes til farvning af lysere nuancer. I dette scenario illustreres effekten fra en mørk farvning (worst case) på 10%.

Det antages, at 85% af det doserede farvestof hæfter til tekstilet, og den resterende mængde ledes til spildevandsrensning som i referencescenariet. Da der doseres 10 gange så meget farvestof i dette scenario, udledes også 10

gange mere farvestof end i referencescenariet. I modelleringen er det antaget, at udvaskning af farvestof i brugsfasen ikke finder sted.



Figur 2.11 Resultat af scenario 4 – Øget bidrag til de toksikologiske miljøeffektpotentialer

Det antages, at samme mængde tekstil som i reference scenariet, kan genbruges direkte fra strikning og konfektionering. Som i scenario 2 eksisterer der kun data for et enkelt syrefarvestof, hvorfor scenariet ikke skal ses som repræsentativ for hele gruppen af syrefarvestoffer.

Af graferne ses det, at den større mængde farvestof resulterer i en forøgelse af det samlede bidrag til de toksikologiske miljøeffektpotentialer på omkring 1-2%. Dette synes ikke umiddelbart af meget, men taget i betragtning at det alene skyldes en forøgelse af farvestofkoncentration i yderstoffet på træningsdragten, er det et væsentligt fokuspunkt for producenten.

Produktionen af 10% mere farvestof per funktionel enhed resulterer i en stigning på 1 promille i kulforbrug. En tilsvarende stigning ses i de energirelaterede miljøeffektpotentialer og affaldskategorier.

Konklusion på scenario 4 - Stor effekt i farveprocessen, mindre totalt set

Det kan konkluderes, at mængden af farvestof per funktionel enhed har en effekt på den totale miljøprofil for produktet. Ses specifikt på produktionsfasen, er der tale om stigninger på 5 - 50%, hvilket gør det til et væsentligt fokuspunkt for producenten. Producenten kan påvirke leverandøren af syrefarvestoffer i en miljømæssigt mere forsvarlig retning ved at stille krav til farvestoffernes miljøprofil.

Scenario 5: Kemikalievalg - Valg af blødgøringsmiddel

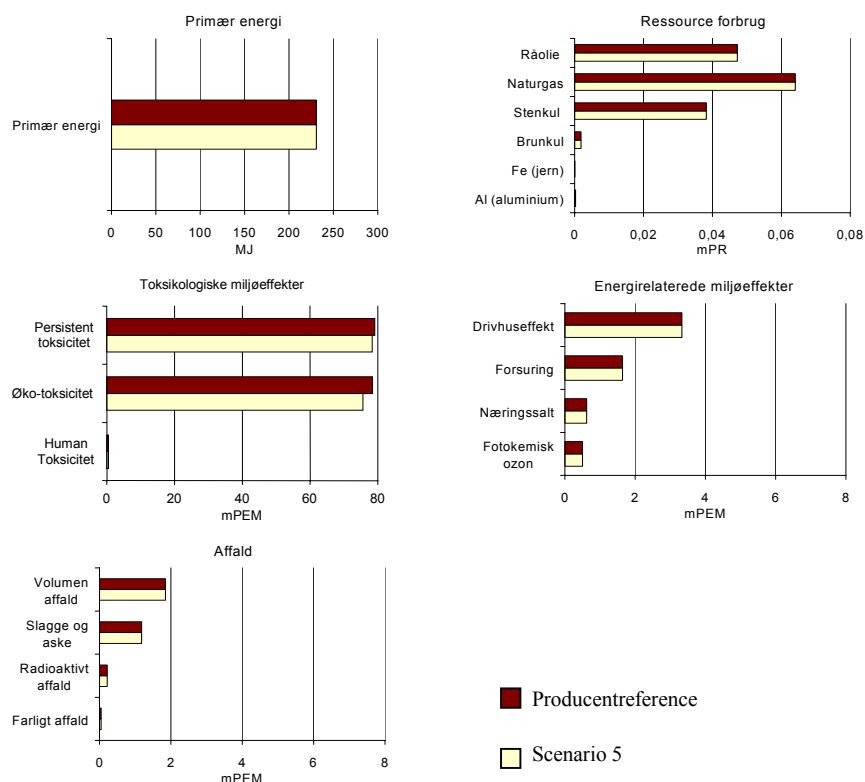
Både bomuld og nylon blødgøres i produktionsfasen. I dette scenario illustreres, hvilken indflydelse valg af blødgøringsmiddel har samt betydningen af en eventuel udvaskning af blødgøringsmiddel i brugsfasen. I producentreferencen er det mest anvendte blødgøringsmiddel inkluderet i modellen for træningsdragtens livsforløb. Dette kemikalie er det mest toksiske af de to blødgøringsmidler, der er inkluderet i UMIPTEX-databasen. Det er antaget, at 85% af den doserede mængde adsorberer til tekstilet og ikke udvaskes i brugsfasen. Det er desuden antaget, at de to tekstiltyper blødgøres med det samme kemikalie.

Producenten har mulighed for at anvende blødgøringsmidler af mere eller mindre toksisk karakter. Det antages derfor, at et mindre toksisk kemikalie anvendes. Ligesom i producentreferencen er forudsætningen, at 85% af det doserede kemikalie adsorberer til tekstilet samt at blødgøringsmidlet ikke vaskes ud i brugsfasen.

Producenten har flere muligheder for at ændre blødgøringsprocessen, der kan foretages vha. forskellige teknikker:

- Tilsætning af blødgøringsmiddel i en vådbehandlingsproces.
- Blødgøringsmiddel kan sprayes på det vævede eller strikkede tekstil gennem dyser.
- Tekstilbanerne kan ledes gennem et kar med blødgøringsmiddel der så "suger" sig til stoffet.
- Mekanisk blødgøring af tekstilbanerne, hvor fibrene blødgøres ved gentagede mekaniske påvirkninger.

Der er ikke inkluderet data for fremstilling af blødgøringsmidlerne, hvorfor det alene er de toksikologiske miljøeffektpotentialer, der ændres i forhold til reference scenariet.



Figur 2.12 Resultatet af scenario 5 – reduceret til de toksikologiske miljøeffektpotentialer

Af figuren fremgår det, at valget af et mindre toksisk blødgøringsmiddel har en effekt på 1-4 % totalt set, højest for økotoksicitet. At effekten ikke syner større, skyldes de meget høje bidrag til disse kategorier fra bomuldsdyrkingen. Ses alene på produktionsfasen, reduceres de toksikologiske miljøeffektpotentialer med over 90%, højest for økotoksicitet.

Konklusion på scenario 5 - Valg af blødgøringsmiddel er væsentlig

Valg af blødgøringsmiddel har begrænset betydning totalt set, men har stor indflydelse på produktets miljøprofil, hvis produktionsfasen betragtes separat. Det er derfor et område, hvor producenten har direkte mulighed for at forbedre produktets miljøprofil.

Miljømærkelovgivningen indikerer, hvilke stoffer der bør udfases, og hvilke der helt skal undgås, set fra et miljømæssigt synspunkt. Dette kan være en ledetråd i miljøarbejdet på den enkelte virksomhed. Der mindes om, at dette scenario alene omhandler den mængde blødgøringsmiddel, der doseres under behandlingen af tekstilet.

Scenario 6: Kemikalievalg - Brug af ægthedsforbedrer

For at opnå en højere kvalitet af træningsdragten kan tekstilet behandles med ægthedsforbedrer i samme bad som blødgøreren tilsættes. Processen bevirker, at det farvede tekstil har en bedre farveægthed og vaskeægthed, end tekstiler der ikke er behandlet med ægthedsforbedrer.

For at illustrere betydningen af denne proces er der i dette scenario antaget, at ægthedsforbedrerens tildeles samme toksicitetsfaktorer, som det anvendte blødgøringsmiddel i producentreferencen, da der ikke er udarbejdet effektfaktorer specifikt for ægthedsforbedrerens. Det antages, at 85% af den doserede mængde adsorberer til tekstilet, den resterende mængde ledes gennem et renseanlæg inden udledning til miljøet. Det antages desuden, at der til ægthedsforbedring af bomuld og nylon kan anvendes samme kemikalie.

På baggrund af tidligere modelleringer for en bomulds T-shirt vurderes brugen af ægthedsforbedrer til at have mindre indflydelse totalt set, men væsentlig indflydelse i produktionsfasen. I forhold til producentreferencen øges bidraget til økotoksicitet med knap 2%, mens bidraget til persistent toksicitet kun øges med knap 1%.

Som i scenario 3 overskygges bidragene af de store miljøeffektpotentialer fra fiberfremstillingen. Var træningsdragten fremstillet af økologisk bomuld, ville bidraget fra ægthedsforbedrerens syne mere væsentligt.

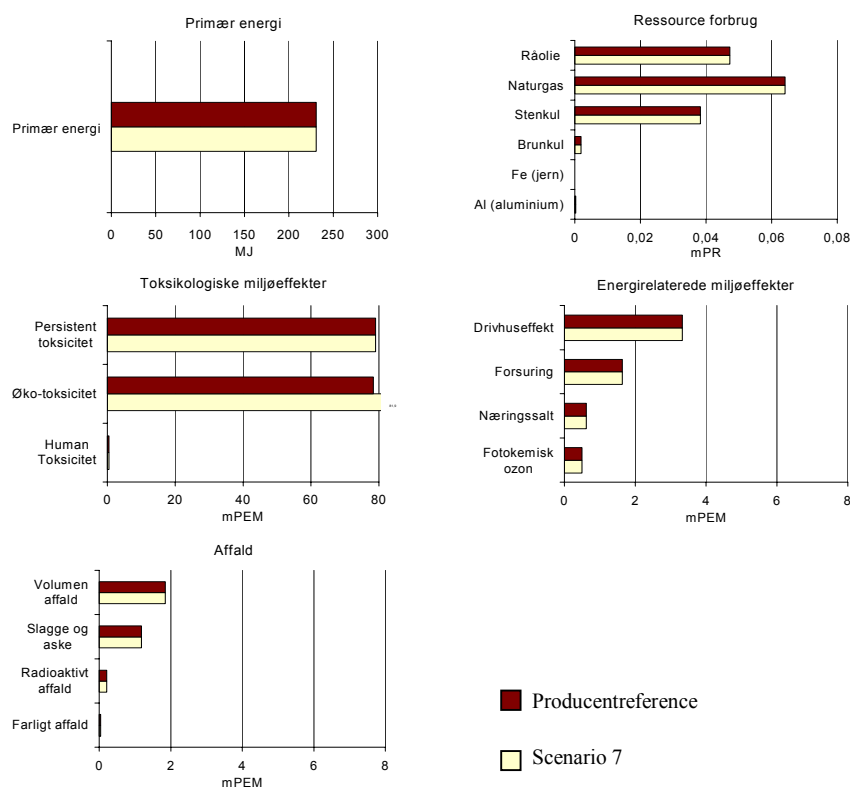
Konklusion på scenario 6 - Mindske brug af ægthedsforbedrer

Konklusionen på scenario 6 er at brugen af ægthedsforbedrer ikke ændrer miljøprofilen for træningsdragten i væsentlig grad. Det skal dog bemærkes, at energiforbruget til fremstilling af kemikaliet ikke er medtaget i beregningerne, hvorfor brug af ægthedsforbedrer i industrien vil have indflydelse på ressourceforbrug og energirelaterede miljøeffektpotentialer, som ikke er illustreret her. For produktionsfasen alene er bidraget til de toksikologiske miljøeffektpotentialer af anseelig størrelse, hvorfor der især bør fokuseres på minimalt brug af disse hjælpekemikalier.

Scenario 7: Kemikalie valg – Anvendelse af strikkeolie

I strikkeprocessen for bomuldsforet anvendes i referenceproduktet en letnedbrydelig, vegetabilsk strikkeolie. I dette scenario vil det blive illustreret, hvilken indflydelse det ville have, hvis der blev anvendt en tungnedbrydelig mineralsk strikkeolie.

Der er ikke inkluderet data for fremstilling af strikkeolieerne, hvorfor det alene er de toksikologiske miljøeffektpotentialer, der ændres i forhold til referencescenariet.



Figur 2.13 Resultat af scenario 7

Af figuren fremgår det, at ved brug af en tungnedbrydelig mineralsk strikkeolie øges det totale toksikologiske miljøeffektpotentiale for økotoksicitet med 4%. At effekten ikke synes større skyldes de meget høje bidrag til disse kategorier fra bomulds dyrkningen. Ses alene på produktionsfasen, øges de toksikologiske miljøeffektpotentialer med knap 500% for økotoksicitet.

Konklusion på scenario 7 - Brug letnedbrydelige vegetabiliske strikkeolier

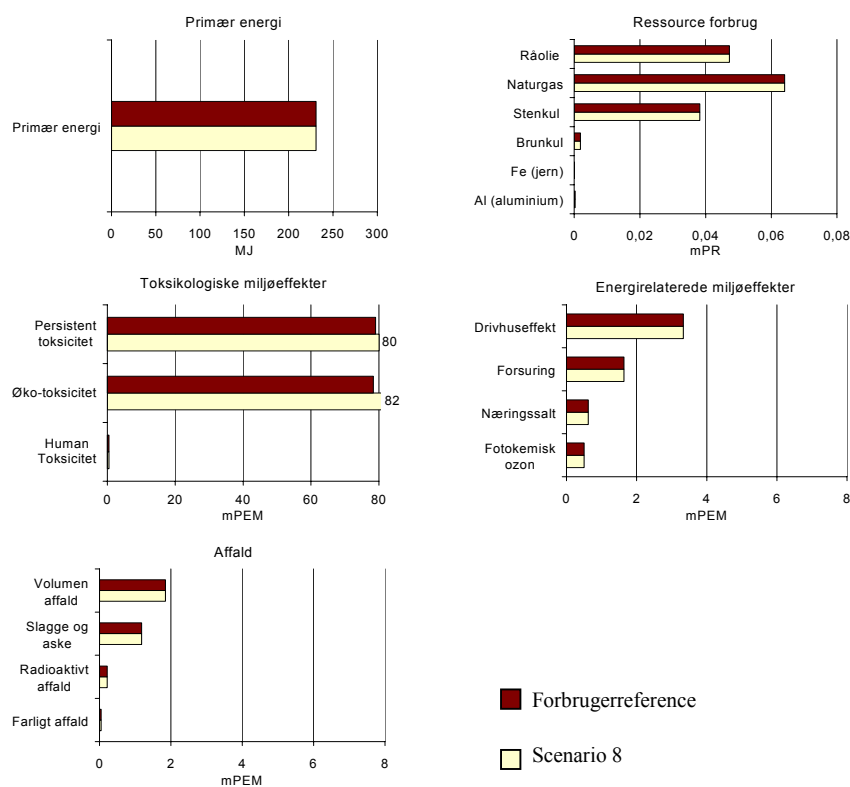
Det kan konkluderes at brugen af tungnedbrydelige mineralske strikkeolie bør begrænses i videst muligt omfang.

Scenario 8: Kemikalie valg – 20% farveudvaskning i brugsfasen

Oftentimes vil der i brugsfasen blive udvasket en række restkemikalier, der sidder tilbage i tekstilet fra produktionsprocessen. Herunder også farvestoffer. I producentreferencen er nylon mikrofibreren farvet med 1% syrefarvestof, hvilket svarer til et minimum af farve. Dog vil der ofte alligevel være overskudsfarve tilbage i tekstilet.

I dette scenario er det antaget, at der udvaskes 20% farvestof i brugsfasen. Det svarer til 17% af den samlede anvendte mængde.

Der eksisterer kun data for et enkelt syrefarvestof, hvorfor scenariet ikke skal ses som repræsentativ for hele gruppen af syrefarvestoffer. Samtidig er det også usikkert, i hvilken grad farveprocenten anvendt i produktionen har indflydelse på procent udvasket farve.



Figur 2.14 Resultat af scenario 8 – Øget bidrag til de toksikologiske miljøeffektpotentialer

Af graferne ses, at den større udvaskede mængde farvestof resulterer i en forøgelse af det samlede bidrag til de toksikologiske miljøeffektpotentialer på omkring 1-2%. Dette synes ikke umiddelbart af meget, men taget i betragtning at det alene skyldes farvemets metode og valg af farvestoftype til farvning af yderstoffet på træningsdragten, er det et væsentligt fokuspunkt for producenten.

Der er ikke øvrige ændringer, da udvaskningen ikke medfører yderligere forbrug. Der vil dog være yderligere besparelser, hvis man ved at ændre fabrikkationsmetode kan nedsætte doseringen af farve og få det samme resultat.

Konklusion på scenario 8

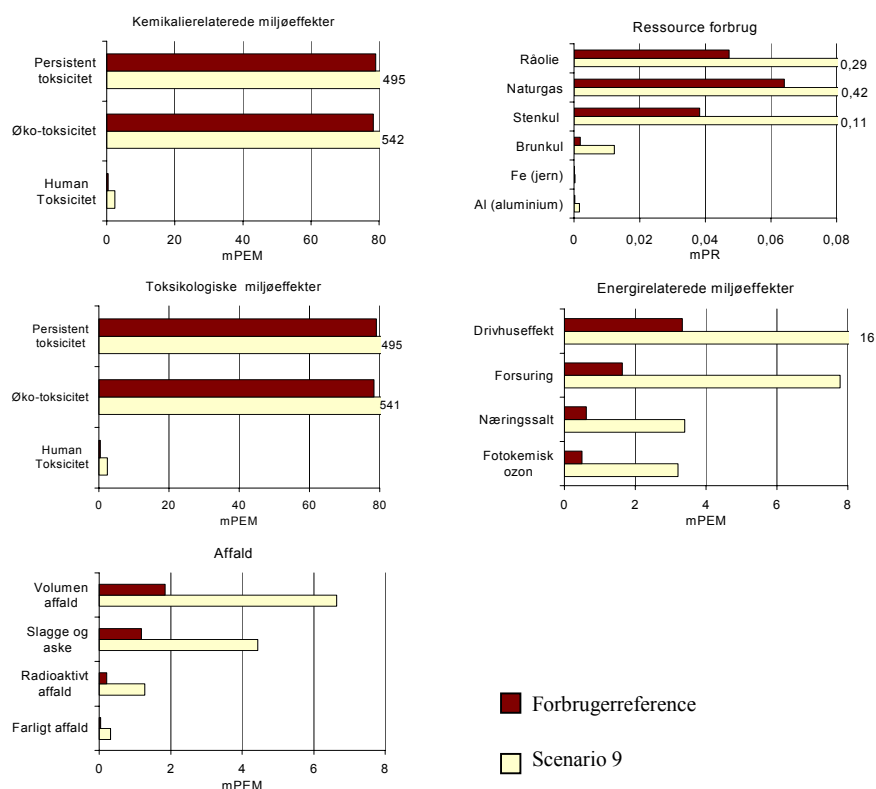
Det kan konkluderes, at udvaskning af farvestof i brugsfasen per funktionel enhed har en effekt på den totale miljøprofil. Ses specifikt på produktionsfasen, er der tale om mulige reduktioner i farvestofforbruget, hvilket gør det til et væsentligt fokuspunkt for producenten.

Scenario 9: Påvirkning af produktkvalitet - Farveafsmitning

Kvaliteten af farvningen, vaskeægtheden, er væsentlig for den kvalitet forbrugeren anser produktet for at repræsentere.

I dette scenario er det belyst, hvilken effekt det har på træningsdragtens samlede miljøprofil, hvis den én gang i dens livstid ødelægges en maskinvask pga. farveafsmitning på resten af de vaskede tekstiler. Det er antaget, at der vaskes 4,9 kg tekstil pr. vask af samme sammensætning som træningsdragten, dvs. lige dele bomuld og nylon samt en mindre del polyester. Det antages desuden, at alt det vaskede tekstil er ubrugeligt efter farveafsmitningen.

Modelleringen foretages ved at antage at vasken består af 7 træningsdragter af den beskrevne type. Der skal således produceres, transporteres og bortskaffes 7 træningsdragter af hver 706 g. Brugsfasen for de ødelagte tekstiler er ikke inkluderet i beregningerne, dvs. kun brugsfasen for referenceproduktet er inkluderet i modelleringen, da det antages, at den ikke ødelægges.



Figur 2.15 Resultatet af scenario 9

Produktionen af tekstilmængden forårsager en forøgelse af forbruget af primær energi på knap 500%. De toksikologiske miljøeffekter er steget med 5-700%, samme tendens ses for de resterende kategorier.

Konklusion på scenario 9 - bidragene fra produktionsprocesserne overskygger bidragene fra brugsfasen

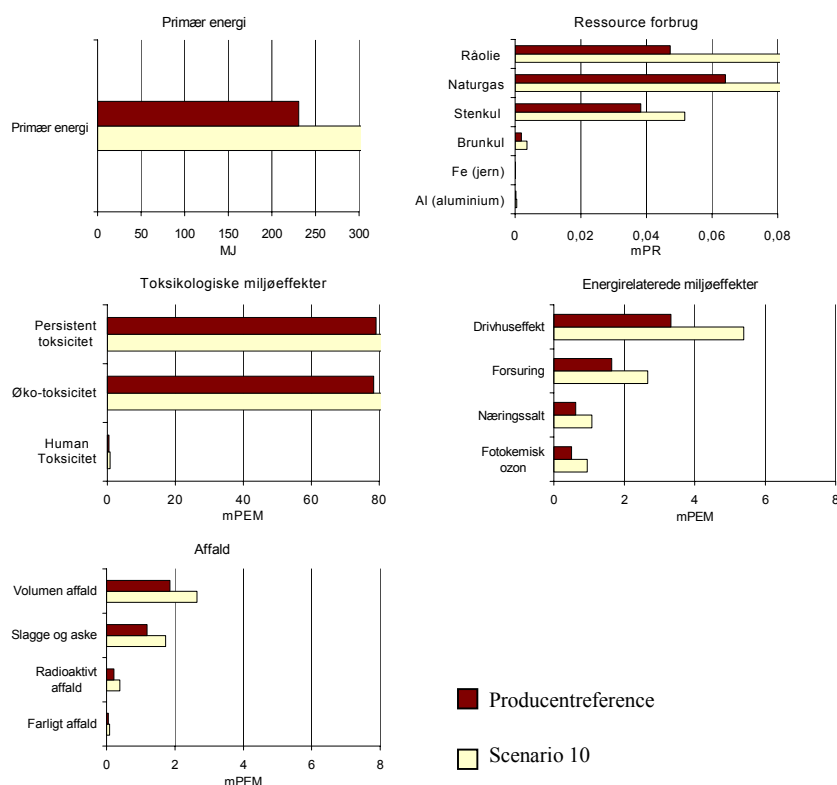
Scenariet indikerer, at den enkelte træningsdragts brugsfase, som ellers er dominerende i forbindelse med forbrug af fossile brændsler, energi- og affaldsrelaterede miljøeffekter, nu overskygges af processerne i produktionsfasen.

Det kan heraf konkluderes, at vaskeægheden på tekstilprodukter af denne type er af stor vigtighed. Alternativt kan producenten informere forbrugerne om risiko for afsmitning, hvorved forbrugerne har ansvaret for at vaske træningsdragten separat en eller flere gange. Dette bør da medregnes i produktets samlede miljøprofil som en større belastning fra vask i brugsfasen.

Scenario 10: Påvirkning af produktkvalitet - Reduceret levetid

Produktkvalitet har indflydelse på produktets levetid. Farveægthed, fiberens holdbarhed og syningerne er eksempler på områder, hvor produktet kan vurderes på holdbarhed og kvalitet. Relateret til livscyklusvurderinger vil kvaliteten af produktet få betydning for fremstillings- og bortskaffelsesfasen, da disse øges/mindskes for at opfylde den funktionelle enhed.

Scenario 10 tager udgangspunkt i en halvering af træningsdragtens levetid, i forhold til producentreferencen. Antagelsen resulterer i dobbelt fiberfremstilling, produktion, bortskaffelse og transport, da der nu skal to træningsdragter til at opfylde den funktionelle enhed.



Figur 2.16 Producentreferencen i forhold til hovedscenariet

Levetidens væsentlige betydning er tydelig. Forbruget af primær energi er øget med ca. 30%. Ressourceforbruget er tilsvarende øget, råolie med 66%, naturgas med 76% og stenkul med 11%. Dette skyldes et øget elektricitetsforbrug til produktion af en ekstra træningsdragt. Bidraget til de energirelaterede miljøeffekter er som følge heraf øget med ca. 26 - 86%. Affaldskategorierne er øget med ca. 30% af samme årsag.

De toksikologiske miljøeffektpotentialer øges med 40%, igen er det den øgede bomulds produktion, der er afgørende for toksicitets potentialerne, samt det øgede forbrug af blødgøringsmiddel i produktionsfasen. Bidragene fra produktionen af elektricitet til de toksikologiske miljøeffektpotentialer er begrænset.

Konklusion på scenario 10 - levetiden er væsentlig

Konklusionen på dette scenario er at kvaliteten af træningsdragten er et vigtigt fokuspunkt for producenten. Den er afgørende for den samlede miljøprofil,

især hvad angår forbrug af primærenergi, og dermed fossile brændsler og de energirelaterede miljøeffekter.

De toksikologiske miljøeffekter stiger ligeledes kraftigt primært pga. fordoblingen af mængden af bomuld pr. funktionel enhed. En mulighed for at forbedre miljøprofilen trods en reduceret levetid er organiseret genbrug af materialer. Da produktet består af to typer tekstil, vil en høj genbrugsgrad kræve separation af tekstiltyperne.

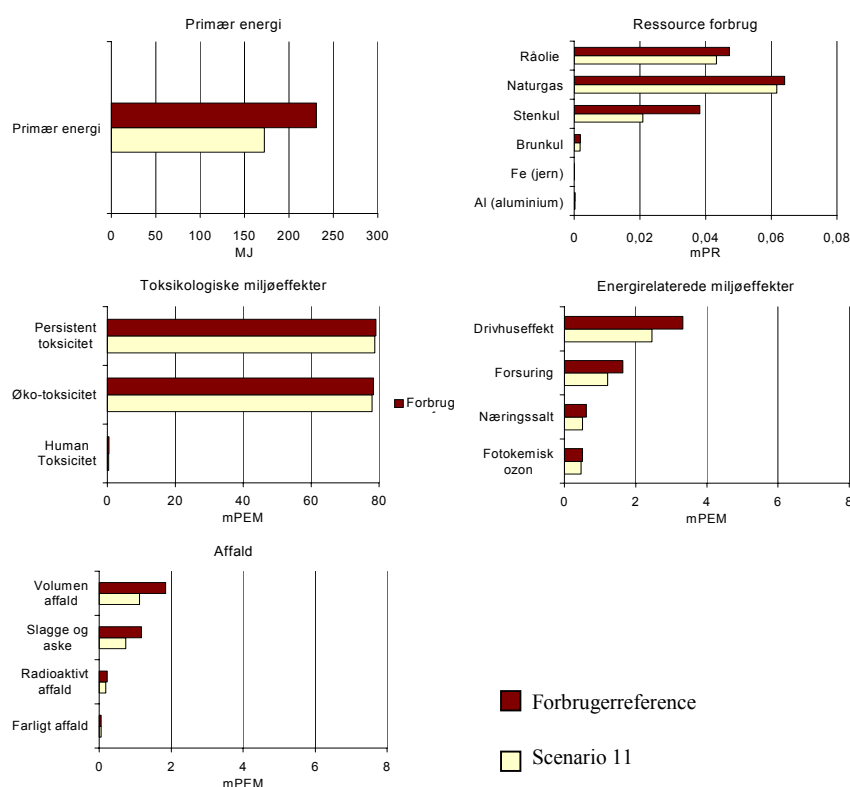
Tekstilets levetid er ikke alene bestemt af producenten, også forbrugeren har stor indflydelse på denne parameter.

Scenario 11: Påvirkning af brugsfasen - Ingen tørring i tørretumbler

Brugsfasen har stor indflydelse på den samlede miljøprofil for træningsdragten. Det er derfor ønskeligt for producenten at forbedre produktets egenskaber i en retning, der reducerer miljøpåvirkningerne i denne fase. Som det ses af producentreferencen, er det hovedsagelig elektricitetsforbruget, der har betydning, mere specifikt er det tørreprocessen. I producentreferencen er det antaget, at træningsdragten tørres i tørretumbler, halvdelen af de gange den vaskes.

I dette scenario antages det, at træningsdragten altid hænges til tørre på snor og lufttørres. Der er ikke kalkuleret med emissioner til luft ved denne proces. I modellen simuleres ændringen ved at sætte tørreprocessen til nul.

Producentens muligheder for at påvirke forbrugernes valg af tørremetode kan for eksempel bestå i at forarbejde, væve eller strikke tekstilet, så tekstilet indeholder mindre vand efter centrifugering i vaskemaskinen. Herved reduceres tørrebehovet, og flere forbrugere vil formentlig efterfølgende lufttørre produktet.



Figur 2.17 Resultat af scenario 11 – Væsentlige reduktioner

Af figuren ses det at tørring i tørretumbler har stor indflydelse på det samlede forbrug af primær energi, der reduceres med ca. 25%. Ressourceforbruget er ligeledes reduceret, forbruget af råolie med ca. 10%, naturgas med ca. 5% og stenkul med ca. 50%. Elimineringen af tørring i tørretumbler resulterer i et væsentligt mindre forbrug af dansk elektricitet. Dansk el produceres primært på kulfyrede kraftværker, hvorfor forbruget af stenkul er reduceret mere end råolie og naturgas. De energirelaterede miljøeffekter mindskes tilsvarende.

De toksikologiske miljøeffektpotentialer reduceres kun med knap 1%, hvilket indikerer, at elforbrug ikke bidrager væsentligt til denne effekt kategori.

Konklusion på scenario 11 - reduceret tørrebehov influerer miljøprofilen positivt

Det kan konkluderes, at tørring i tørretumbler i brugsfasen har stor indflydelse på den samlede miljøprofil. Producenten kan derfor med fordel forarbejde tekstilet, så vandet lettere centrifugeres ud af træningsdragten. Det skal vurderes, hvor stor indflydelse en eventuel ekstra forarbejdningsproces har i forhold til, hvad der spares i brugsfasen. En anden vævemetode eller overfladebehandling kræver en mængde energi, forbrug af ressourcer og bidrager til miljøeffekterne.

Konsekvenser af valg hos forbrugeren

Forbrugerreferencen tager udgangspunkt i hovedscenariet for livsforløbet af 1 træningsdragt. Forudsætningerne for modelleringen er der tidligere gjort rede for.

Forbrugeren har primært mulighed for at påvirke brugsfasen samt dele af transportfasen. De øvrige faser kan hovedsageligt påvirkes af producenten. Sekundært har forbrugeren mulighed for det selektive valg af producent, gennem fx miljømærke-ordninger, som kan sikre et miljørigtigt valg.

Brugsfasen indeholder vask ved 40°C uden forvask og 100% tørring. Der er medtaget hjemtransport i personbil fra butikken, hvor belastningen er fordelt mellem 6 kg vare pr. træningsdragt.

Scenarier - forbruger

Scenario 12: Valg i forbindelse med vask - Halveret vaskefrekvens

Scenario 13: Valg i forbindelse med vask - Øget vasketemperatur fra 40 °C til 60 °C og ingen forvask

Scenario 14: Valg i forbindelse med vask - Brug af blødgører

Tørring

Scenario 15: Ingen brug af tørretumbler

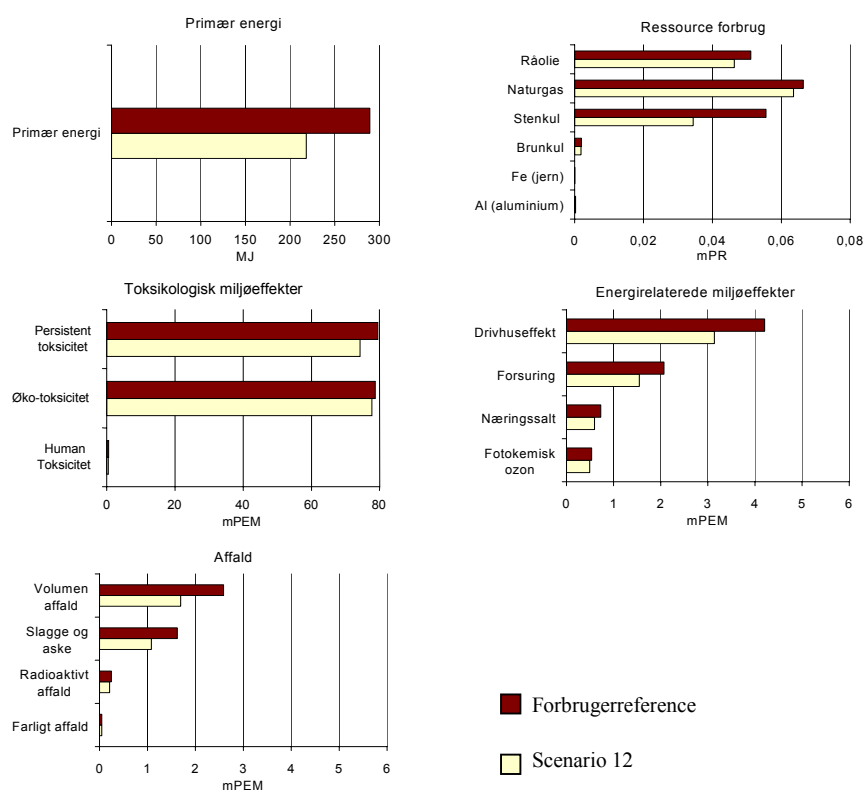
- den grønne forbrugers træningsdragt

Scenario 16: Halveret antal vask, ingen tørring i tørretumbler og produceret af økologisk bomuld.

Scenario 12: Valg i forbindelse med vask - Halveret vaskefrekvens

I den funktionelle enhed er en træningsdragt vurderet til at blive brugt 24 gange og vasket efter 1 gangs brug. Dvs. 24 ganges vask. Vaskefrekvensen kan forbrugeren påvirke, da der er her tale om forbrugervaner og forbrugsmønstre. Dette scenario skal vise, hvorvidt forbrugervaner har

indflydelse på den totale miljøprofil. I det følgende er antaget, at træningsdragten vaskes efter 2 ganges brug, altså halvt så mange ganges vask i privat husholdning, hvilket også betyder det halve antal tørringer i tørretumbler set i forhold til forbrugerreference scenariet. Ændringerne forventes at ses på de energirelaterede miljøeffekter, ressourceforbruget samt i toksikologiske effekttyper, hvor brugen af vaskemiddel giver udslag.



Figur 2.18 Resultat af scenario 12 – stor forbruger indflydelse

Forbrug af primær energi er reduceret med 24% som følge af lavere elforbrug, primært til tørring. Hvad angår ressourcer er forbruget af fossile brændsler ligeledes reduceret. Den største reduktion er forbruget af stenkul, der er reduceret med ca. 38%. Desuden er de energirelaterede miljøeffekter reduceret 7 – 25% pga. reduktion af elforbruget. Som følge af reduceret antal vaske og dermed mindre brug af vaskemiddel er der en svag reduktion i de toksikologiske miljøeffekter.

Konklusion på scenario 12

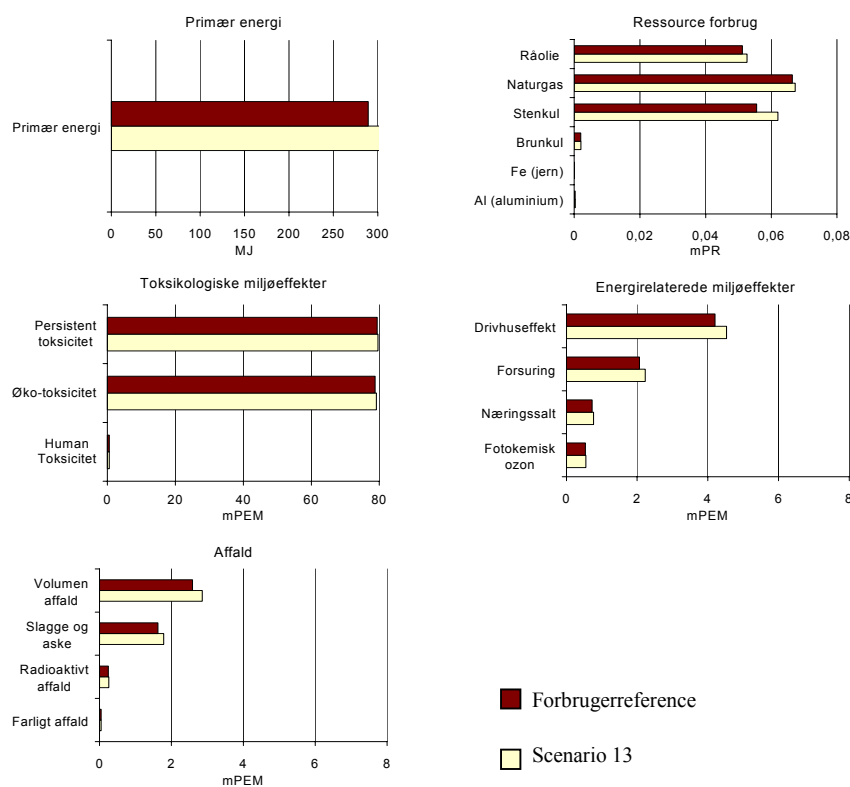
Konklusionen på dette scenario er, at forbrugeren har stor indflydelse på en træningsdragts samlede miljøprofil. Et reduceret antal vaske sparer miljøet for en række belastninger og forøger samtidig levetiden af træningsdragten, forudsat at antagelsen om, at det er antallet af vaske, der slider på træningsdragten, er korrekt. Der er ikke taget højde for den forlængede levetid i denne case. Det ville betyde en reduktion af miljøbelastningerne i fremstillings- og produktionsfasen.

Scenario 13: Valg i forbindelse med vask – Øget vasketemperatur

Vaske temperatur er i de seneste år blevet en mindre væsentlig parameter for vaskeeffektivitet. Moderne vaskemaskiner opnår ofte den samme renhed ved

lave temperaturer. Der skal i den sammenhæng ses bort fra tekstiler der vaskes ved høje temperaturer af hygiejnemæssige grunde.

I dette scenario er det valgt at se på konsekvenserne af øget vasketemperatur. Referencescenariet er udarbejdet på baggrund af et 40°C vaskeprogram. I nedenstående scenario er 60°C vasketemperatur valgt med den antagelse, at det ikke påvirker vaske kvaliteten.



Figur 2.19 Resultat af scenario 13 – stor forbruger indflydelse

Af figuren kan det observeres, at det primære energiforbrug øges med ca. 7% ved at øge vasketemperaturen i brugsfasen. Det skyldes energiforbruget til meropvarmning af vaskevandet. De øvrige ændringer i miljøprofilen udspringer direkte af dette øgede elforbrug. Som tidligere vist er det også i dette tilfælde primært stenkulforbruget, der stiger, som følge af dansk elproduktion. Fra afbrændingen kommer derfor også flere energirelaterede effekter og en større affaldsmængde. Der kan ligeledes observeres en mindre øgning i de toksikologiske miljøeffekter.

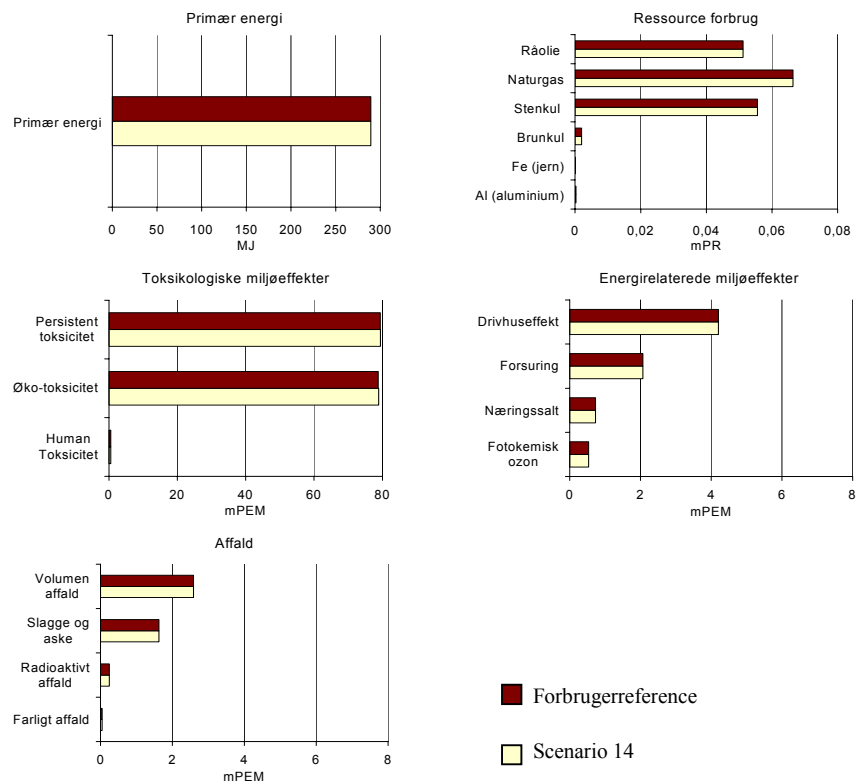
Konklusion på scenario 13

Som vist har forbrugeren en del af ansvaret for et produkt som træningsdragtens totale miljøprofil. En øget vasketemperatur vil blandt andet betyde store stigninger i miljøpåvirkninger relateret til et øget energiforbrug, og det er helt tydeligt, at forbrugeren har rig mulighed for at begrænse miljøbelastningen i brugsfasen ved at tænke miljørigtigt og vælge et nøjsomt forbrugsmønster.

Scenario 14: Valg i forbindelse med vask – Brug af blødgøringsmiddel

Blødgøringsmiddel anvendes primært i produktionsfasen, hvor der anvendes store mængder efter farvningen for at opnå den ønskede kvalitet til videre

forarbejdning. Derudover anvendes blødgøringsmiddel, eller skyllemiddel som det hedder i daglig tale, i mange hjem som en del af den normale maskinvask. If. forbrugerundersøgelser, benytter 60% af den danske befolkning blødgøringsmiddel. Midlerne til blødgøring i husholdningen er ikke de samme, som anvendes i industrien, så det er derfor ikke muligt at sammenholde de to processer direkte. For at vise konsekvenserne for anvendelse af blødgørere i hjemmet er dette scenario udarbejdet. Det er antaget, at der anvendes 3g aktivt stof pr. vask. Denne dosering afviger fra produkt til produkt, men er baseret på et gennemsnit. Det er således også forudsat, at forbrugeren doserer som anbefalet. Databasen medtager ikke produktionen af blødgøringsmidlet og ej heller emballage og hjemtransport. Derfor viser forskellen sig alene ved, at de toksikologiske miljøeffekter øges.



Figur 2.20 Resultat af scenario 14 – stor forbruger indflydelse

Der er ingen væsentlig stigning at se for hverken den persistente toksicitet eller for økotoksicitet (hvh. 0,1% og 0,04%), og ingen ændring i human toksicitet i forhold til forbrugerreferencescenariet.

Ses brugen af blødgøringsmiddel i forhold til en træningsdragt, fremstillet af økologisk bomuld og nylon, er konklusionen en ganske anden. Her bidrager blødgøringsmidlet med knap 10% til økotoksicitet og 0,7 % til den persistente toksicitet.

Konklusion på scenario 14

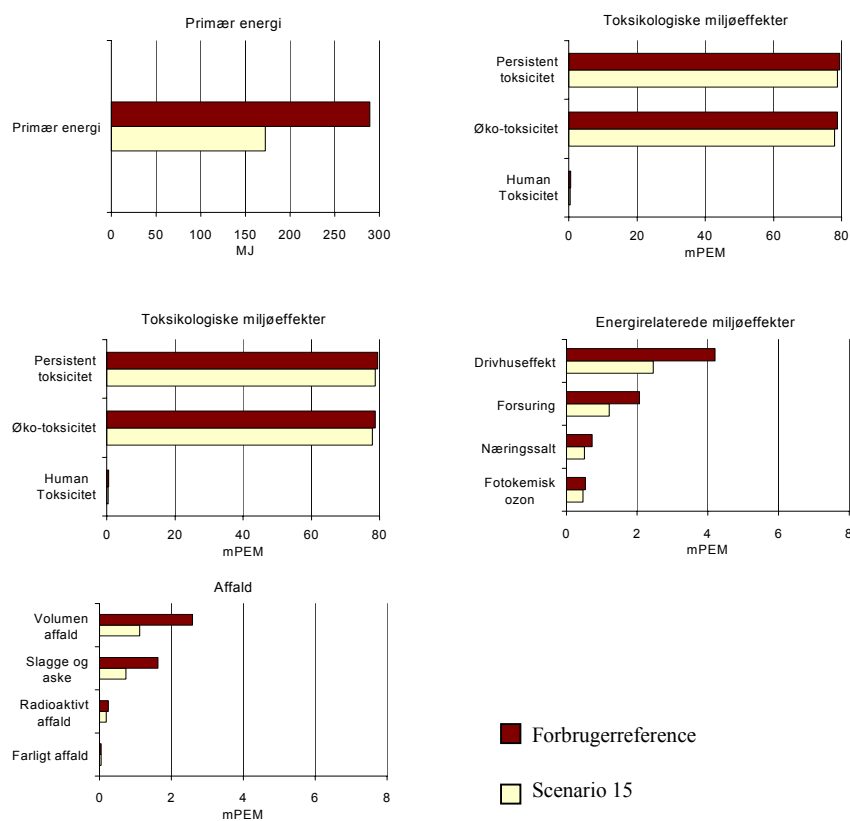
Konklusionen på dette scenario er, at miljøpåvirkningen fra et blødgøringsmiddel har betydning. Procentvis syner den mindst, når materialet indeholder konventionel bomuld, da dette har meget høje toksicitetsfaktorer (se scenario 1).

Forbrugeren anbefales at fravælge blødgørere. Hertil kan føjes, at såfremt der overdoseres, vil det få større konsekvenser for miljøprofilen, der herved vil få endnu større toksikologiske miljøeffekter.

Scenario 15: Valg i forbindelse med vask – Ingen brug af tørretumbler

Tørring af tekstiler i hjemmet kan primært ske på to måder. Lufttørring på tørresnor og mekanisk tørring i tørretumbler. Ofte er det faktorer som plads, tid og økonomi, der har betydning for, hvilken metode der anvendes. En tørresnor kræver meget plads og kan på nogle årstider være meget tidskrævende, hvis der eksempelvis tørres ude. Tumbler-tørring optager ikke meget plads i hjemmet og har en konstant og kort tørretid. Omvendt er energibehovet i form af el stort.

Der ses i dette scenario bort fra evt. slid på dragten som følge af anvendelse af tørretumbler. I så fald skulle der i scenariet inddrages levetid og kvalitet. I referencescenariet er der taget udgangspunkt i 100% tumbler-tørring umiddelbart efter vask. Scenariet her skal vise betydningen af valg af tørremetode, og der er derfor set bort fra mekaniske tørring. Det er antaget, at træningsdragten lufttørres.



Figur 2.21 Resultat af scenario 15 – stor forbruger indflydelse

Mest i øjnefaldene er reduktionen af primær energi, der falder med ca. 40%. Et markant bidrag til forbruget af primær energi kommer således fra den mekaniske tørreproces. Som følge af et reduceret energiforbrug er der et tilsvarende fald i ressourcen stenkul, der i Danmark er den primære energikilde. Faldet er på ca. 60%. Der er mindre fald at se for hhv. naturgas og råolie. Når energiforbruget reduceres vil der tilsvarende være et fald i de

energirelaterede miljøeffekter som drivhuseffekt og forsuring. Der kan her observeres fald på 10 - 40%.

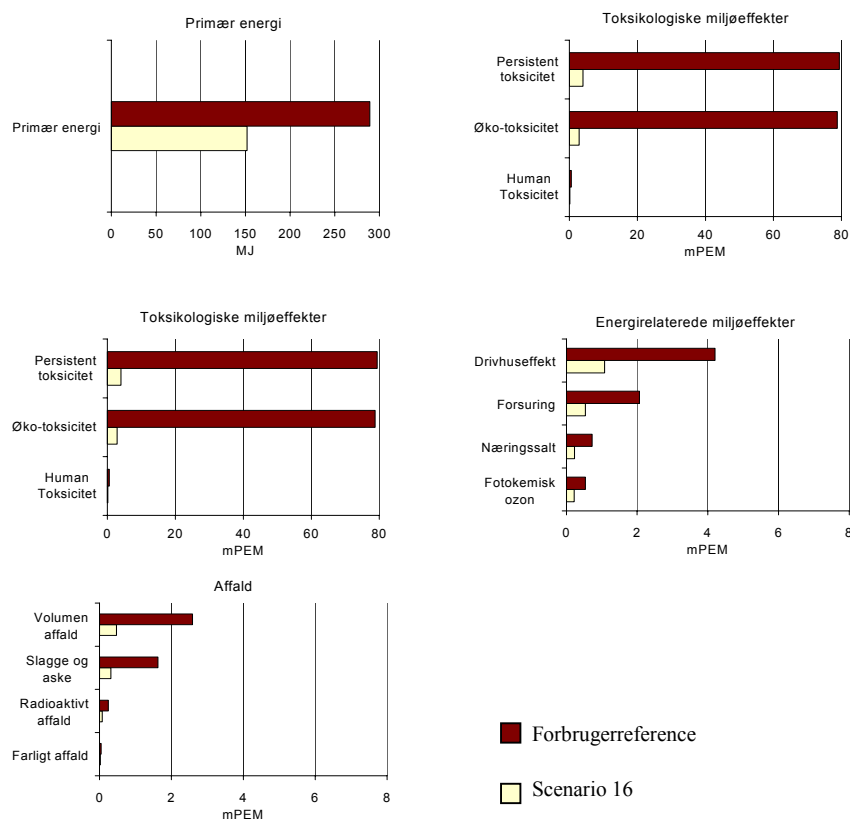
Konklusion på scenario 15

Af de forbruger scenarier, der bearbejdes i denne rapport, er denne et bevis på forbrugerens mulighed for at påvirke et tekstilprodukts, i dette tilfælde en træningsdragt, miljøprofil væsentligt. Den mekaniske tørreproces bruger meget elenergi og er derfor meget ressourcekrævende og miljøbelastende. Energibesparelsen er helt op til 40%, og de øvrige faktorer reduceret med 10 - 40%. Hertil kommer, at man ved at undgå tumblertørring evt. kan forlænge et produkts levetid. Der er ikke taget højde for øget levetid i dette scenario; men en forlænget levetid vil betyde yderligere reduktioner for alle effekter. Forbrugeren har ved valg af tørremetode stor indflydelse på miljøbelastningen i livsforløbet.

Scenario 16: Optimeret brugsfase – Økologisk bomuld, halveret antal vask, ingen tørring i tørretumbler og dobbelt levetid

I dette scenario er det forsøgt at illustrere en optimeret brugsfase, hvor det antages at forbrugeren viser størst mulig hensyn til miljøet, og at træningsdragten har en god kvalitet, der øger levetiden. I dette optimerede scenario indgår der økologisk bomuld i materialefasen, en god produktkvalitet og en brugsfase, der indeholder mindre vask og ingen tørring i tørretumbler.

I de foregående scenarier er det vist hvorledes de enkelte processer bidrager til den samlede miljøprofil. Hvert scenario belyser betydningen af enkeltstående processer i brugsfasen samt valget af råmaterialer. Dette scenario skal vise forbrugerens samlede mulighed for at præge den samlede miljøprofil ved materialevalg og optimalt forbrugsmønster.



Figur 2.22 Resultat af scenario 16 – stor forbruger indflydelse

Som figuren viser, har forbrugeren valgt store konsekvenser for den samlede miljøprofil. Reduktionen af primær energi på næsten 50% skyldes, at der anvendes lufttørring, og at der kun vaskes det halve antal gange. Yderligere spiller levetiden en samlet rolle da træningsdragten holder 2 år frem for det ene år den funktionelle enhed udgør. Dvs. en halv træningsdragt pr. funktionel enhed. Som følge af et reduceret energiforbrug er der tilsvarende reduktioner i ressourcer og energirelaterede miljøeffekter. Reduktionen i toksikologiske miljøeffekter udspringer af anvendelse af økologisk bomuld frem for konventionel dyrket bomuld, der belaster miljøprofilen med et stort forbrug af pesticider. Reduktionen svarer til hen mod 98% procent af træningsdragtens samlede bidrag til de toksikologiske miljøeffekter. Endelig er der en nedsat produktion af affald som konsekvens af et reduceret energiforbrug.

Konklusion på scenario 16

Som der blev lagt op til i indledningen af dette scenario, har de tidligere scenarier været med til at vise, hvordan enkelte processer og miljøbelastning hænger sammen. Dette scenario har vist, hvor langt man kan nå ved at kombinere de mange reduktionsmuligheder, der tidligere er blevet belyst. Konklusionen er, at brugsfasen udgør en væsentlig del af den samlede belastning gennem et livsforløb. I dette scenario er det vist, at der er opnået besparelser på alle væsentlige effekter på 45-98%. Det viser, at forbrugeren ved at påvirke markedet hen mod økologi og kvalitet og ved at tænke miljørigtigt i brugsfasen kan udrette store miljømæssige besparelser. Ingen mekanisk tørring, mindre vask og ved at købe miljøvenligt fremstillede produkter.

Baggrundsdata

Systemstruktur i UMIPTEX-databasen for træningsdragten

	Ref. nr. UMIP-TEX databasen
1 stk. Træningsdragt, farvet (Nylon/Bomuld)	(TX0-04)
1 stk. Materiale fase: 0,402 kg Polyamid 6.6 fibre (nylon) 0,006 kg Lynlås af plast (polyester) 0,583 kg Bomuldsfibre (incl. Dyrkning og høst)	(TX6-1-07) (TX1-06) (TX29-2-01) (TX1-01-1)
1 stk. Produktionsfase: <i>(Nylon yderstof)</i> 4,02 m Vævning, uden slettemiddel 0,398 kg Forbehandl. Af vævede metervare (nylon) 0,398 kg Blødgøring af nylon 0,394 kg Tør., slutfiks+indst af m ² vægt (nylon) 3,88 m ² Meterva.-syn + oprul. På paprør (nylon) 0,398 kg Farvning af nylon (syrefarvestof %)	(TX6-2-20) (TX23-2) (TX24-2-03) (TX27-2-02) (TX27-3-01) (TX27-3-08-06-01) (TX25-06-01)
<i>(Bomuldsfor)</i> 0,408 kg garnfremstilling (bomuldsgarn) 0,402 kg Rundstriking, generelle data 0,398 kg Forblegning m. H ₂ O ₂ (strikket bomuld) 0,398 kg Blødgøring af bomuldstekstil 0,394 kg Tørring, slutfiksering+indst af m ² vægt 2,59 m ² metervare-efterblik + oprulning på paprør	(TX21-1) (TX22-1-01) (TX24-1-03) (TX27-2-01) (TX27-3-06) (TX27-3-08-06)
<i>(Konfektionering)</i> 1 stk. Træningsdragt – Oplægning og tilskæring 1 stk. Træningsdragt – Pakning	(TX28-1-01) (TX28-2-03-01)
1 stk. Brugsfase 16,8 kg husholdningsvask, 40 °C, normal u. forvask 8,4 kg tumblertørring (aftræk) bomuld, skabstørt 8,4 kg tumblertørring (aftræk) Syntetisk	(TX6-3-05) (TX33-1-101) (TX33-2-11) (TX33-2-13)
1 stk. Bortskaffelsesfase 0,35 kg Affaldsforbrænding af bomuld 0,35 kg Affaldsforbrænding af polyamid (nylon) 0,006 kg Afbrænding af plast lynlås	(TX6-4-05) (TX41-1-05) (TX41-1-01) (TX41-2-11)
1 stk. Transportfase 0,07 kg benzin forbrændt i benzinmotor 11660 kgkm Containerbåd, 2-t, 28000DWT, Termineret 830 kgkm Lastbil > 16 t diesel landev. Termineret 830 kgkm Lastbil > 16 t diesel bytrafik Termineret 830 kgkm Lastbil > 16 t diesel moterv. Termineret	(TX6-5-05) (E32751) (O3715T98) (O32694T98) (O32695T98) (O32693T98)

Detaljer for træningsdragt modellen i UMIPTEX-databasen

Forudsætninger:

- 100% nylon, mikrofiber, vævet
- 100% bomuldsfor (strikket)
- Består af både jakke og bukser
- Jakke er inkl. lynlås af polyester (både bændel og spiral), 60 cm lang, lynlås vejer ca. 6 g, dvs. 0,1 g per cm

- Farvning af nylon: Syrefarvestoffer
- Bomuldsfor forudsættes at blive forvasket og bleget efter strikning
- Vask 40°C
- Tørres i tørretumbler
- Strygning unødvendig
- Levetid: 24 gange vask
- Vægt: Jakke vejer 406 g, heraf 6 g lynlås, bukser vejer 300 g. Foret vejer 50% af den samlede vægt, dvs jakke : 200 g bomuld, 200 g nylon. Bukser 150 g bomuld, 150 g nylon. I alt 350g nylon og 350 bomuld.

Funktionel enhed

Beregningerne foretages for "1 træningsdragt".

Dette skal omregnes i forhold til levetiden, og beregningerne skal omregnes til "per år".

Det er antaget, at træningsdragten kan vaskes 24 gange, før den bliver kasseret.

Det er antaget, at forbrugeren har træningsdragten på ca. 2 gange om måneden.

Det er antaget, at træningsdragten bruges 1 gang, hvorefter den bliver vasket. Levetid er derfor 12 måneder eller ca. 1 år.

Den funktionelle enhed for en træningsdragt er derfor:

"24 dages brug af træningsdragt, der vaskes efter brug hver gang"

Det antages, at 24 dage svarer til det antal dage, en forbruger er iført en træningsdragt i løbet af 1 år.

For scenariet svarer det til, at 1 træningsdragt slides fuldstændigt op (idet det er antaget, at træningsdragten vaskes efter 1 dags brug).

Bortskaffelse:

Det antages, at træningsdragten sælges i Danmark og bortskaffes ved affaldsforbrænding. 0,35 kg bomuld og 0,35 kg nylon samt 6 g polyester (lynlås).

Husholdningsvask:

Det antages, at træningsdragten vaskes 24 gange i sin levetid. Det betyder, at der skal vaskes: bomuld: $0,35\text{kg} \cdot 24 = 8,4\text{ kg}$ + Nylon (syntetisk) : $0,35\text{ kg} \cdot 24 = 8,4\text{ kg}$, i alt $0,7 \cdot 24 = 16,8\text{ kg}$. Vaskes ved 40°C normal u. forvask.

Tørring:

Det antages, at træningsdragten bliver tørret i en tørretumbler. 8,4 kg bomuld og 8,4 kg nylon (syntetisk).

Pakning af Træningsdragt:

Det antages, at træningsdragten pakkes i en tynd plast-pose. Det antages, at plastposen vejer 20 gram (2 gange hvad der anvendes til en T-shirt, se bilag 1).

Konfektionering af træningsdragt:

Der er oprettet en ny proces: Træningsdragt - Opl., tilskær. og syning TX 28-1-01. Processen beregnes "per træningsdragt". Det er antaget, at energiforbruget er ca. det dobbelte af, hvad der forbruges til en dug, se bilag 5.

Spildet estimeres til ca. 10% for yderstof, nylon og bomuldsfor. Det betyder, at der skal bruges ca. $0,35 \text{ kg} / (1-0,10) = 0,388 \text{ kg}$ nylon og bomuld. Det er antaget, at al spildet kasseres (forbrændes på affaldsforbrændingsanlæg).

Nylon-yderstof

Farvning af nylon (syrefarvestof) 1%:

Der skal bruges 0,388 kg af denne proces per træningsdragt. Der er ikke spild af tekstil i processen.

Forbehandling af synt. vævede metervarer :

Kun vask. Ingen blegning. Der skal bruges 0,388 kg af denne proces. Der er et spild i processen, og der skal således anvendes 1010 gram vævet tekstil per kg forbehandlet tekstil. Der skal derfor anvendes $1,01 * 0,388 = 0,392$ vævet metervare per træningsdragt. Spildet forbrændes.

Vævning, uden slettemiddel

Der skal bruges 0,388 kg af denne proces.

Polyamid 6.6 fibre (nylon)

Der skal bruges 0,388 kg af denne proces. Bemærk, at der i forhold til bomuld ikke er nogen garnfremstilling, idet der anvendes filamentgarner, der fås direkte fra fiberproducenten.

Bomuldsfor

Forblegning med H_2O_2 (strikket bomuld):

Der skal bruges 0,388 kg af denne proces.

Der er et spild i processen, og der skal således anvendes 1010 gram strikket tekstil per kg forbleget tekstil. Der skal derfor anvendes $1,01 * 0,388 = 0,392$ kg strikket tekstil.

Strikning:

Der skal strikkes 0,392 kg tekstil.

Der anvendes 1,015 kg garn per kg rundstrikket tekstil. Der skal derfor anvendes $1,015 * 0,392 = 0,398$ kg garn.

Garnfremstilling:

Der skal anvendes 0,398 kg garn per træningsdragt. Der anvendes 1,43 kg bomuldsfibre per kg bomuldsgarn. Der anvendes derfor $1,43 * 0,398 = 0,569$ kg bomuldsfibre til én træningsdragt.

Bomuldsfibre:

Der anvendes 0,569 kg bomuldsfibre til en træningsdragt.

Standardkomponenter, lynlås

Lynlås af Plast

Der anvendes 0,006 kg lynlås af polyester.

Transport

Alle transportafstande er anslåede. Se følgende tabel.

Transport	Mængde til én træningsdragt	Kg km
Nylon-yderstof:		
Transport af nylonfibre (filamenter) til væveri Fra Tyskland til DK	0,388 kg transporteres 1000 km med lastbil	388 kg km med lastbil
Transport af vævet metervare fra væveri til forbehandler og farveri, begge i DK	0,388 kg transporteres 200 km med lastbil	77,6 kg km med lastbil
Transport af farvet metervare fra DK til konfektionsvirksomhed i Polen	0,388 kg transporteres 1000 km med lastbil	388 kg km med lastbil
Bomuldsfor:		
Transport af bomuld fra dyrker i Kina til spinderi i Polen	0,569 kg transporteres 20000 km med skib	11380 kg km med skib
Transport af garn fra spinderi i Polen til strikkeri i DK	0,398 kg transporteres 1000 km med lastbil	398 kg km med lastbil
Transport af metervare fra strikkeri til forbehandler, begge i DK	0,392 kg transporteres 200 km med lastbil	78,4 kg km med lastbil
Transport af metervare fra forbehandler i DK til konfektionsvirksomhed i Polen	0,388 kg transporteres 1000 km med lastbil	388 kg km med lastbil
Træningsdragt:		
Transport fra konfektionsvirksomhed i Polen til forretning i DK, lastbil	0,706 kg transporteres 1000 km med lastbil	706 kg km med lastbil
Forbrugertransport*		0,07 kg benzin
Transport af kasseret træningsdragt (med dagrenovation)	0,706 kg transporteres 50 km med lastbil	35,3 kg km med lastbil

Lastbil i alt: 2459,3 kg km (Antages 33% bykørsel, 33% på landevej og 33% på motorvej).

* Forbrugertransport: Det antages, at forbrugeren kører i byen med bil for at købe 1 træningsdragt og køber for 5,294 kg andre varer. Det antages, at forbrugeren kører 10 km, og at bilen kører 12 km per liter. Det betyder, at der bruges ca. 0,83 liter benzin (= 0,61 kg benzin, da benzin vejer ca. 0,73 kg per liter). Heraf allokeres $0,61 \cdot 0,706 / 6$ til træningsdragten, dvs. 0,07 kg benzin.

Dvs. total transport:

Proces nr. i UMIPTEX-database	Navn på proces	Transport behov
O32715T98	Containerbåd, 2-t, 28000 DWT, TERMINERET	11.660 kg km med skib
O32695T98	Lastbil >16t, diesel bytrafik TERMINERET	830 kg km med lastbil
O32694T98	Lastbil >16t diesel landev. TERMINERET	830 kg km med lastbil
O32693T98	Lastbil, >16t diesel motorv. TERMINERET	830 kg km med lastbil
E32751	Benzin forbrændt i benzinmotor	0,07 kg benzin

Bilag 3: Arbejdsjakke af polyester/bomuld

Arbejdsjakken - sammenfatning og konklusioner

I hovedscenariet i miljøvurderingen af arbejdsjakken identificeres de væsentligste indsatsområder til at være de toksikologiske miljøeffekter og ressourceforbruget. Bidraget til de toksikologiske miljøeffektpotentialer stammer fra gødning og insektbekæmpelse af bomuld i fiberfremstillingen samt fremstillingen af den anvendte kunstgødning. Ressourceforbruget og bidragene til de energirelaterede miljøeffektpotentialer stammer hovedsageligt fra produktion af damp til vask og tørring på industrivaskerierne, dvs. brugsfasen.

Overordnet indikerer scenarierne, at det er producenten, der har de bedste muligheder for at påvirke produktets samlede miljøprofil. Hovedsageligt gennem materiale- og kemikalievalg. Førstnævnte er tydeliggjort i scenarierne, hvor der er anvendes økologisk bomuld som materiale. Ved at opfylde europæiske og skandinaviske miljømærkekriterier og opnå mærkningsgodkendelse, kan producenten signalere til den bevidste forbruger, at det pågældende produkt er miljømæssigt forsvarligt produceret. Desuden er der en række produktionsmæssige forbedringer, som alene producenten har indflydelse på. Det være sig valget forbundet med:

- økologiske materialer
- slidstærke materialer
- valg af carrier til farveprocessen
- ikke-toksiske reaktivfarvestoffer.

Forbrugsmønstre og miljøbevidsthed hos den enkelte forbruger er ligeledes afgørende for arbejdsjakkens miljøprofil. Kendskab til miljømærkning af produkter i kombination med gode vaner som:

- valg af mest miljøvenlige vaskemetode (industri/husholdning)
- minimalt brug af vaskemiddel
- ingen brug af skyllemiddel
- ingen brug af tumblertørring.

Det kan altså slutteligt konkluderes, at der skal fokuseres på fiberfremstillingsfasen og brugsfasen.

Indledning

Livscyklusvurdering er en metode til identifikation og evaluering af miljømæssige effektpotentialer af et produkt eller en service fra vugge til grav. Metoden sætter brugeren i stand til at foretage en miljømæssig bedømmelse og rette fokus mod de væsentligste miljøbelastninger.

Livscyklusvurdering er en iterativ proces. Den første definition af formål og afgrænsning viser sig ofte at skulle revideres i løbet af arbejdet med vurderingen. Mængden af data, der er tilgængelige, sætter begrænsninger, og systemgrænserne ændres efterfølgende.

Den her anvendte metode til vurdering af produkter er "Udvikling af Miljøvenlige Industri Produkter", UMIP, og den tilhørende database og PC værktøj.

I tilknytning til den eksisterende UMIP-database er der i UMIPTEX projektet udarbejdet branchespecifikke data til tekstilbranchen. Rapporterne indeholder miljøvurderinger på tekstilprodukterne:

- T-shirt
- Træningsdragt
- Arbejdsjakke
- Gulvtæppe
- Dug
- Bluse

Disse miljøvurderingerne har til formål at illustrere anvendelsesmulighederne i UMIPTEX-databasen ved brug af PC modelleringsværktøj og overordnet anvendelsen af UMIP-metoden.

Metode

De 6 case-historier er af meget varierende omfang. De kan opdeles i to hovedgrupper – med variationer indenfor de to hovedgrupper. De to hovedgrupper er:

- Gruppe I: T-shirten, træningsdragten og arbejdsjakken.
- Gruppe II: Gulvtæppet, dugen og blusen.

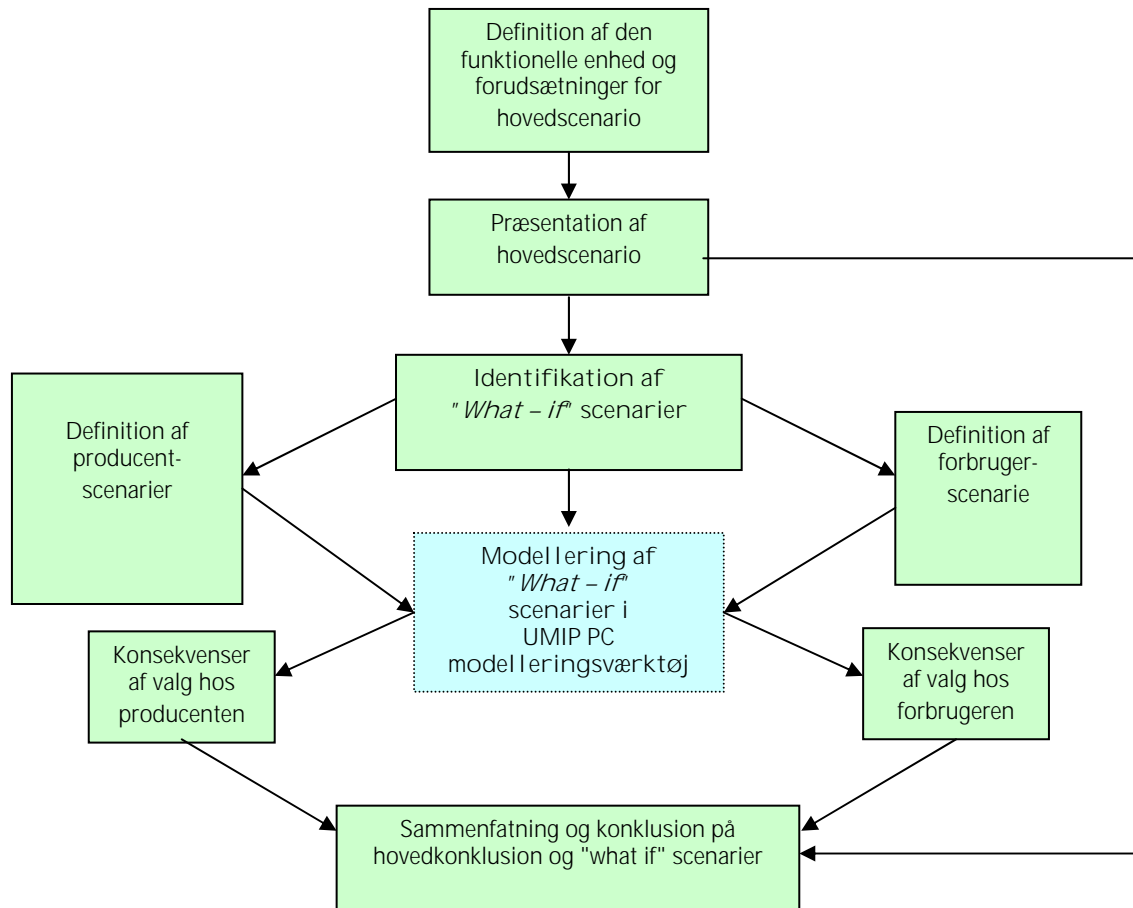
Gruppeinddelingen i I og II relaterer til omfanget af dataindsamlingen samt kvaliteten af data.

For gruppe I er det lykket at indsamle (og bearbejde) data for alle væsentlige processer. Dataene er af så god kvalitet, at disse tre produkter er valgt til at vise, hvor langt man kan komme med LCA på tekstiler, inkl. at illustrere samtlige relevante facetter ved UMIP-metoden.

Hver af de 3 gruppe I cases indeholder:

- Definition af funktionel enhed og referenceprodukt
- Modellering af hovedscenario
- Udarbejdelse af hhv. producent- og forbrugerreference
- Simulering af miljøkonsekvenser, forårsaget af valg truffet af hhv. producent og forbruger.

Arbejdet med disse cases har været opdelt i faser, som det fremgår af figur 3.1



Figur 3.1 UMIPTEX casegruppe I flowdiagram

For gruppe II er det ikke lykkedes at komme helt i mål for alle delprocesser. Der er kun tale om 1-2 delprocesser for hvert produkt, hvor der er betydelige datamangler, men processerne vurderes at kunne have væsentlig betydning for den samlede LCA. Gruppe II case-historierne har derfor en helt anden karakter end gruppe I. Med gruppe II cases illustreres, at man godt kan fortælle en interessant og spændende "miljøhistorie" baseret på LCA (og UMIP), selv om man ikke er kommet ud i alle LCA-data-krogene. Denne situation vil man meget ofte komme i, når man arbejder med LCA. Der er dog en væsentlig forskel i denne UMIPTEX sammenhæng - der kan trækkes (og bliver trukket) på resultater fra de tre LCA'er fra case gruppe I - og dette løfter kvaliteten af case historierne.

Kommentarer til metode

Produktreferencer

What-if simuleringerne er foretaget for at synliggøre konsekvenserne af mulige ændringer i produktets livsforløb. I visse af case-historierne er der defineret en særlig produktreference til producent-scenarierne. Producenten har kun begrænset indflydelse på brugsfasen. Og for at tage hensyn til dette, er der udarbejdet en produktreference til producent-scenarierne, hvor kun en begrænset del af belastningerne fra brugsfasen er inkluderet i forhold til produktreferencen fra hovedscenariet. Dette er gjort, for at producenterne kan få et mere klart billede af produktionsfasens indflydelse på produktets miljøprofil i de opstillede "what-if producent-scenarier".

Data

Hvad angår data, skal der gøres opmærksom på, at validiteten af dataene inkluderet i databasen varierer, afhængigt af hvilke processer der er i betragtning. En global proces som dyrkning og høst af bomuld er behæftet med en betragtelig usikkerhed. Dette skyldes, at bomuld produceres i lande, der varierer meget i udviklingsgrad. Eksempelvis varierer produktionen væsentligt mellem Sydamerika og USA pga. store forskelle i brug af pesticider, høstudbytte og lignende.

I UMIP-TEX databasen er der ikke direkte taget højde for denne forskel, men der er defineret et repræsentativt leje for dataene. Derfor er dataene meget generelle og ikke nødvendigvis repræsentative for alle livscyklusvurderinger. Andre processer er mere præcise, som f.eks. udvinding af råolie til nylon. Denne proces hører til de mere veldokumenterede, både hvad angår arbejdsulykker og ressourceforbrug.

I produktionen stammer dataene primært fra danske virksomheder. Begrænsningerne ligger her i antallet af involverede virksomheder. F.eks. er der kun foretaget grundige undersøgelser af et enkelt reaktivfarvestof og et syrefarvestof. Disse to stoffer repræsenterer hele gruppen af farvestoffer, trods de store forskelle der kan forekomme.

En stor del af miljøbelastningerne stammer fra forbruget af elektrisk energi. De data, der på nuværende tidspunkt anvendes i databasen, stammer fra UMIP-databasen og har reference år 1990. Der er undersøgelser i gang på området for at få opdateret denne del af databasen. Det er væsentligt at bemærke, at denne livscyklusanalyse er udført ved brug af dataene fra 1990 i alle processer, der forbruger elektrisk energi.

Arbejdsjakken

Produktbeskrivelse: arbejdsjakke af 65% polyester og 35% bomuld. Ti messingknapper, en messinglynlås og en polyester lynlås i lomme er inkluderet.

Funktionel enhed

Den vurderede ydelse kan beskrives i en "funktionel enhed", bestående af en kvalitativ og en kvantitativ beskrivelse, herunder levetiden af produktet. Den kvalitative beskrivelse skal definere kvalitetsniveauet for ydelsen, så produkter kan sammenlignes på et rimeligt ensartet kvalitetsniveau. Den kvantitative beskrivelse skal fastlægge ydelsens størrelse og varighed.

I dette projekt er den funktionelle enhed defineret til:

"40 dages brug af en arbejdsjakke, der vaskes efter brug hver gang, fordelt over 3 år"

Levetiden er defineret til 3 år. Det antages arbejdsjakken vaskes 40 gange i dens levetid. Hvilket svarer til at den vaskes ca. 14 gange per år.

Referenceprodukt og hovedscenarie

Et stk. arbejdsjakke er valgt som referenceprodukt. For referencescenariet svarer den funktionelle enhed til, at 1 arbejdsjakke kasseres hvert tredje år.

Følgende forudsætninger er gældende for vurderingen og inkluderes derfor i modelleringen af hovedscenariet:

Arbejdsjakken består af 65% polyester og 35% bomuld svarende til hhv. ca. 500 gram og 270 gram. Der er inkluderet 10 messingknapper a 3,6 gram, én messinglynlås til fronten, ca. 60 cm (40 g.), samt en polyester lynlås i en indvendig lomme ca. 15 cm (4 g.), i alt 80 gram tilbehør.

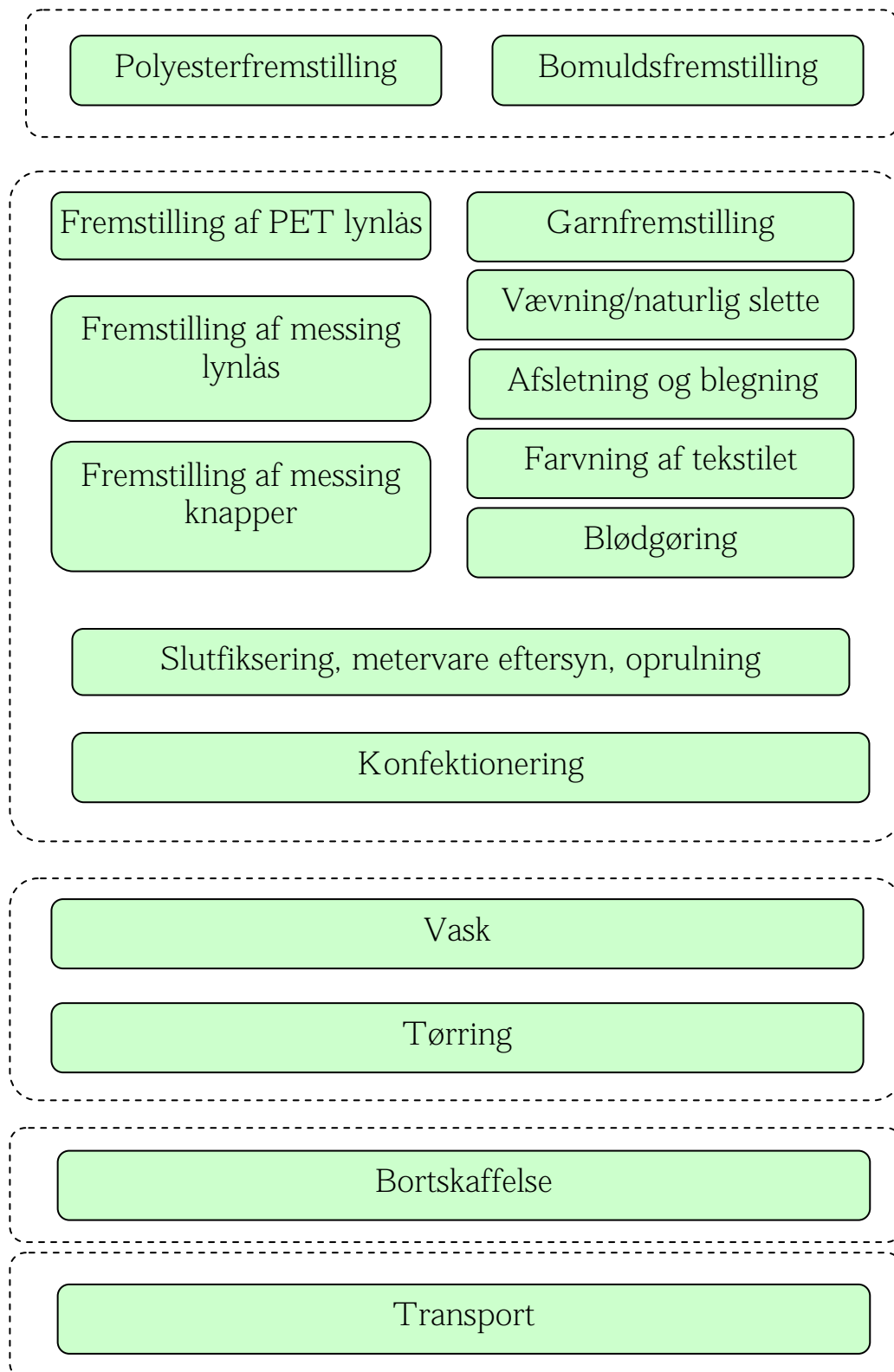
Arbejdsjakken vaskes efter brug hver gang, svarende til ca. 14 ganges brug af arbejdsjakken per år, dvs. ca. 40 gange på 3 år, hvorefter den kasseres. Dette er gennemsnitsdata. Nogle arbejdsjakker holder i 10 – 12 år, svarende til de 100 - 120 ganges vask, de kan holde til, mens andre kasseres pga. beskadigelser, der er for tidskrævende at reparere. Et scenario vil illustrere konsekvensen af maksimal levetid for produktet.

Referenceproduktet antages desuden at opfylde følgende kriterier:

- Kædegarnene behandles med slettemiddel inden vævning af tekstilet.
- Det vævede tekstil afslettes inden farvning.
- Der bruges reaktivfarvestoffer til bomuld og dispersionsfarvestoffer til polyester.
- Tekstilet farves i atmosfærisk jigger med anvendelse af carrier, opløsningsmiddel, baseret på dichlorbenzen.
- Tekstilet efterbehandles efter farvning med et syforbedringsmiddel, kaldet blødgøring.
- Der er intet tryk på arbejdsjakken.
- Arbejdsjakken har ti messingknapper, én messinglynlås til fronten samt en polyesterlynlås i en indvendig lomme.
- Levetid: Tre år - nøgletal fra vaskeribranchen.
- Antal vaske i levetiden: 40 gange - nøgletal fra vaskeribranchen.
- Vaskes ved 80-95°C og tørres i tørretumbler på industrivaskeri.
- Strygning unødvendig.

En uddybende beskrivelse af inkluderede processer, beregninger af mængder, spild m.m. findes i afsnittet "Baggrundsdata" bagest i bilag 3.

Produktsystem



Figur 3.2 Livscyklus, flow og faser

Figur 3.2 beskriver arbejdsjakkens livsforløb. Fra råvareudvindingen til garnfremstillingen har produktet to parallelle livsforløb pga. tekstilet, der består af både bomuld og polyester. Sekundært er der medtaget materialer til fremstilling af messingknapper og lynlås. Det samme gælder polyesterkapper og lynlås. Selve produktionen af knapper og lynlåse er ikke medtaget.

I det følgende er produktets livscyklusfaser fra råvareudvinding til bortskaffelse gennemgået.

Råvarefremstilling

Der er som nævnt to hovedmaterialer i den vurderede arbejdsjakke:

- Bomuld
- Polyester.

Bomuldsfremstilling

Bomuld dyrkes i mange lande under forskellige geografiske og klimatiske forhold. Dyrkning indebærer ofte et stort forbrug af kunstgødning, stort vandforbrug og stort forbrug af pesticider mod angreb af insekter, sygdomme, orme og ukrudt. Omfanget afhænger stærkt af lokale forhold. Forbruget af pesticider indebærer et væsentligt miljøproblem for både menneskers sundhed og naturen.

Kunstvanding og anvendelse af kunstgødning kan belaste såvel grundvand- som overfladevandsressourcerne både kvantitativt og kvalitativt. Før plukning er det normalt at anvende løvfjernende midler, så plukningen kan ske maskinelt.

Økologisk bomuld

Ved dyrkning af økologisk bomuld må der normalt ikke anvendes sprøjtemidler og kunstgødning. Det er således kun tilladt at anvende et meget begrænset udvalg af plantebeskyttelsesmidler og kun ved akut fare for afgrøden. Produktionen af økologisk bomuld udgør under 1 % af den samlede bomuldsproduktion, men produktionen er stigende og forventes at stige yderligere ved øget efterspørgsel.

Fremstilling af syntetiske fibre

Polyester produceres på basis af råolie og naturgas, der gennem en række kemiske processer omdannes til plast. Råvaren er en begrænset ressource og produktionen kan medføre påvirkning af mennesker og miljø på lokalt, regionalt og globalt niveau. Under forarbejdningen til fiber tilsættes som regel smøremidler i form af spindeolie og antistatiske midler. Eventuelt tilsættes bakterie- og svampedræbende midler.

Produktion af arbejdsjakken

Produktionen er delt op i flere processer: Garnfremstilling, vævning, forbehandling, farvning, efterbehandling og konfektionering.

Garnfremstilling

Blandingen af bomulds- og polyesterfibre i det ønskede blandingsforhold er normalt det første trin i processen på spinderiet. Derefter kartes, kæmmes og spindes fibre til garner.

Før bomulden kan spindes til garn, skal fibre skilles fra det øvrige plantemateriale. En af de største miljørisici i den proces er indånding af bomuldstøv. På få år kan personalet udvikle den dødelige sygdom byssinose –

også kaldet stenlunge. Derfor er det vigtigt, at maskinerne er indkapslede, så støvudviklingen er minimal. Det gælder også ved selve spindeprocessen, hvor fibre spindes til garner.

Vævning

Fælles for alle væverier er, at de bruger midler til forstærkning af kædegarnet i selve væveprocessen – også kaldet slettemidler. Slettemidler kan være baseret på naturlig stivelse fra fx majs, ris eller kartofler. De kan også være baseret på syntetiske stoffer som polyvinylalkohol (PVA) eller carboxymethylcellulose (CMC). Bruges syntetiske sletter, kan det forekomme, at slettemidlet genbruges. Det kræver dog, at afsletteprocessen foretages i nærheden af et væveri, hvor sletten kan genanvendes.

Ved miljøvurderingen af arbejdsjakken er der taget udgangspunkt i, at der er valgt naturlig slette i vævningen. Det skyldes, at der ikke er nogen virksomheder i Danmark, der kan genanvende sletten. Desuden er der valgt data fra moderne væverier, som anvender lukkede højhastighedsvæve med luftdrevne fremføringsystemer.

Forbehandling

I forbindelse med forbehandlingen af vævede produkter foretages der altid en afsletning, hvor slettemidlet vaskes ud af de vævede varer. Bomulden indeholder desuden en del bomuldsvoks, og polyestergarnerne indeholder en del smøreløser fra produktionen, der også skal fjernes, før det er muligt at farve tekstilet. Eventuelle rester af pesticider fra bomuldsdyrkingen, primært afløvningsmidler, udvaskes også ved denne proces og ender herefter i spildevandet.

Skal slutproduktet have en lys farve, kan fibrenes naturlige farve fjernes ved blegning. Vælger man klorblegning, så vil der dannes og efterfølgende udledes de såkaldte AOX-forbindelser ("adsorbérbar organisk halogen"). De er skadelige for miljøet. Man kan også vælge at blege med brintperoxid, hvor der ikke udledes AOX-forbindelser.

Ved miljøvurderingen af arbejdsjakken er der som udgangspunkt valgt afsletning med enzymer samt vask og blegning med brintperoxid, som er normalt i Danmark. Derudover er der taget højde for en begrænset udledning af pesticider (0,005 g afløvningsmiddel per kg bomuld).

Farvning

De forskellige fibertyper farves separat. Bomuld typisk med kype- eller reaktivfarvestoffer og polyester med dispersionsfarvestoffer.

Indfarvningsprocessen i referenceproduktet defineres gennemført i en atmosfærisk jigger. For at farve polyesterdelen er det her nødvendigt at anvende opløsningsmidler, såkaldte carriers, for at åbne polyesterfibre for dispersionsfarvestofferne. Farvning med carriers er ikke normalt i Danmark, da det er erkendt, at visse af stofferne er kræftfremkaldende eller skadelige for nervesystemet. Carriers anvendes dog stadig flere steder i verden ved farvning af polyester, og farvning med carriers er medtaget for i et scenarie at illustrere overgangen til mere miljøvenlige carryertyper, eller helt at undlade dem.

Farvestoffer til indfarvning af tekstiler er kemisk set ofte baseret på azo-grupper og kan indeholde tungmetaller. Enkelte af de farvestoffer, der

indeholder azo-grupper, kan fraspalte kræftfremkaldende stoffer af typen arylaminer.

I denne miljøvurdering er valgt farvestoffer fra gruppen af reaktivfarvestoffer og dispersionsfarvestoffer uden tungmetaller og uden arylaminproblematikken. Farvningen af polyesterdelen er gennemført med en carrier, baseret på dichlorbenzen.

Efterbehandling

Efterbehandlingen af de tekstiler, der skal bruges til en arbejdsjakke, vil af hensyn til den efterfølgende konfektionering normalt bestå i en behandling med et syforbedringsmiddel. Processen kaldes oftest en blødgøring. Mange tekstiler udstyres desuden ved hjælp af kemikalier med specifikke funktionelle egenskaber, fx - strygefri, vandskyende og brandhæmmende. Hjælpekemikalier til disse produktioner har ofte mange særdeles uønskede miljøegenskaber, både i forhold til det ydre miljø og i forhold til arbejdsmiljøet.

Ved miljøvurderingen af arbejdsjakken er der taget udgangspunkt i, at tekstilerne efterbehandles med blødgøringsmiddel.

Konfektionering

I konfektioneringen er der spild ved tilskæring til det endelige produkt. For arbejdsjakken er der regnet med et spild på 10%. En del af spildprodukterne genbruges til produkter af lavere kvalitet. Hovedparten går til affaldsforbrænding med varme- og energigenvinding, der modregnes i energiforbruget i maskinparken.

Arbejds miljø

Det er leverandørens pligt at nedbringe mængden af ensidigt gentaget arbejde og støvgener på arbejdspladsen. Bomuldstøv kan for eksempel give lungeskader.

Distribution

Arbejdsjakken pakkes i en tynd plastpose og sidst på en træpalle, hvorefter den distribueres til detailhandel leverandørerne.

Brugsfase

For arbejdsjakken i denne miljøvurdering er hovedscenariet, at den vaskes ved 80°C og tørres i tørretumbler på et industrivaskeri.

Bortskaffelsesfasen

Tekstiler må ikke deponeres. De skal brændes ved endelig bortskaffelse. På den måde udnyttes energiindholdet og erstatter energikilder som olie og naturgas. Forbrændingen af bomuld er CO₂-neutral, fordi bomulden under sin vækst har optaget den samme mængde CO₂, som frigives ved forbrændingen. Messingknapper og lynlås forlader forbrændingsanlægget med slaggen og har kun en ubetydelig effekt på miljøet.

Transportfasen

I miljøvurderingen af arbejdsjakken er inkluderet transportsценарier til og fra de forskellige forarbejdningsled i produktionskæden, samt endeligt fra systemen til detailhandelen.

Hovedscenarie - resultater

Resultatopgørelsen af hovedscenariet er her præsenteret processpecifikt. De negative bidrag, der optræder i enkelte processer, skyldes estimerede genbrugspotentialer, ressourceforbrug og bidrag til miljøeffektpotentialer. Bidragene kan i de pågældende processer allokeres til andre produkter, og figurerer derfor som negative bidrag i opgørelsen af arbejdsjakkens miljøprofil.

Værdierne på de fem figurer kan ikke umiddelbart sammenlignes, da enheden ikke er ens for de fem kategorier. Forbruget af primær energi er opgjort i mega joule, MJ, mens ressourceforbruget er vist i enheden "personreserver". Personreserver tager højde for forsyningshorisonten af de enkelte ressourcer, opgjort på baggrund af reserverne i verden i 1990. Det skal her bemærkes, at de anvendte data er mere end 10 år gamle, ny viden om verdens reserver kan være tilvejebragt, men er endnu ikke inkluderet i databasen. Miljøeffektpotentialerne præsenteres i millipersonækvivalenter og kan sammenlignes direkte. Millipersonækvivalenter er beregnet som den målsatte belastning for år 2000. Ved vægtning baseres vægtningsfaktorerne på globale (w) eller danske (DK) udledninger i år 2000.

Forbrug af primær energi

Af figur 3.3 ses det at processerne i brugsfasen tegner sig for hovedparten af forbruget af primær energi. Forbruget af primær energi afspejler, hvilke processer der kræver meget elektrisk energi eller opvarmning af luft eller vand i forbindelse med div. processer. Det er tydeligvis vask og tørring af arbejdsjakken i brugsfasen, der står for hovedparten af den brugte primærenergi. Det store el- og dampforbrug ved industrivaskerier er årsagen til belastningen. Fiberfremstillingen er ligeledes en energiforbrugende proces på grund af fremstilling af hhv. kunstgødning og pesticider. Desuden er der et energiforbrug til udbringning af kunstgødning og pesticider, men disse er ikke inkluderet i opgørelsen.

Ressourceforbrug

Arbejdsjakken forbruger en relativt stor mængde fossile brændsler (se figur 3.4), dels på grund af de energikrævende processer i livsforløbet, dels pga. fremstillingen af 65% polyester. Polyester fremstilles af råolie. I brugsfasen er det det store forbrug af elektricitet og råolie til dampkedlerne ved industrivask, der er årsagen til det betydelige forbrug af fossile brændsler. Da det er antaget, at arbejdsjakken anvendes i Danmark, er elforbruget primært baseret på afbrænding af stenkul på de kulfyrede kraftværker. I bortskaffelsesfasen godskrives en mængde ressourcer, da der udvindes energi, som ellers ville stamme primært fra afbrænding af fossile brændsler.

Miljøeffektpotentialer

Toksicitetsrelaterede miljøeffektpotentialer

Af de tre miljøeffekt-kategorier er det de toksicitetsrelaterede (se figur 3.5), der er dominerende. I fiberfremstillingsfasen skyldes det store bidrag til økotoksicitet primært brugen af pesticider ved dyrkning af bomuld. I forarbejdningsprocesserne er det carriers, farvestoffer og blødgøringsmidler, der forårsager bidragene til øko- og persistent toksicitet. Effektpotentialerne i forbindelse med vask af arbejdsjakken stammer primært fra detergenten i vaskemidlerne, der giver udslag som potentiel human og persistent toksicitet.

Energirelaterede miljøeffektpotentialer

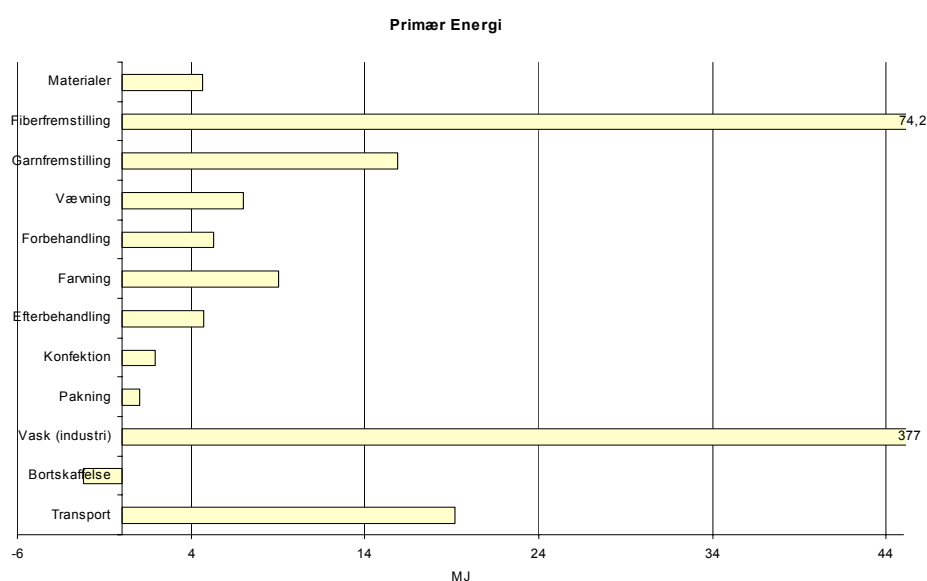
De energirelaterede miljøeffektpotentialer (figur 3.6) skyldes afbrændingen af fossile brændsler i de relationer, der er nævnt tidligere. Som det ses af figuren, er det brugsfasen, der belaster arbejdsjakkens miljøprofil mest.

Affaldsrelaterede miljøeffektpotentialer

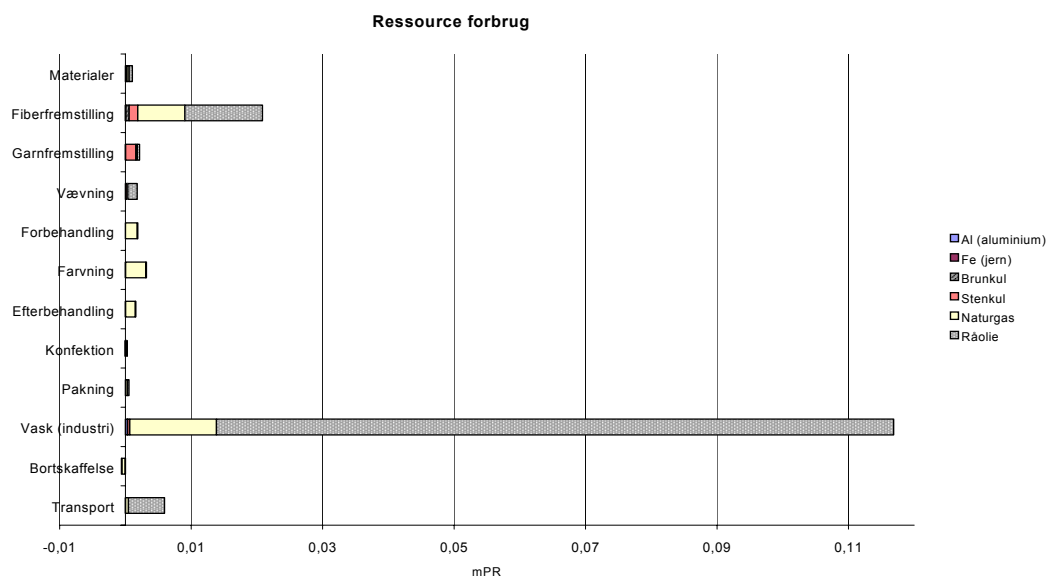
Bidragene til affaldskategorierne, vist i figur 3.7, stammer hovedsageligt fra produktionen af el. De er begrænset i størrelsesorden set i forhold til de ovenstående effektkategorier.

Konklusionen på livscyklus opgørelsen er at produktet er ressource tungt pga. primært brugsfasens store forbrug af el-energi og råolie til damp.

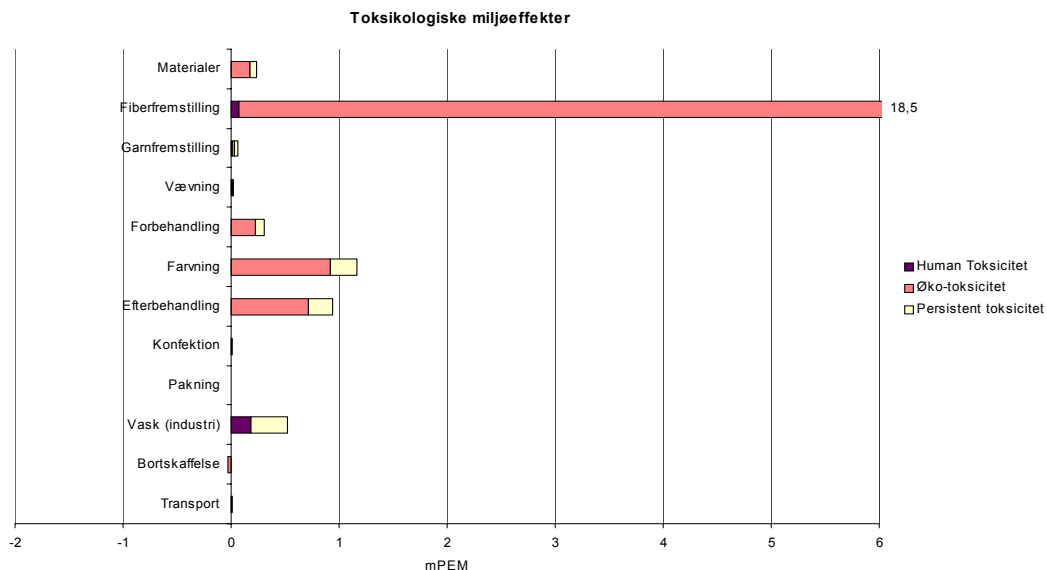
Resultater fra modellering og opgørelse af hovedscenariet



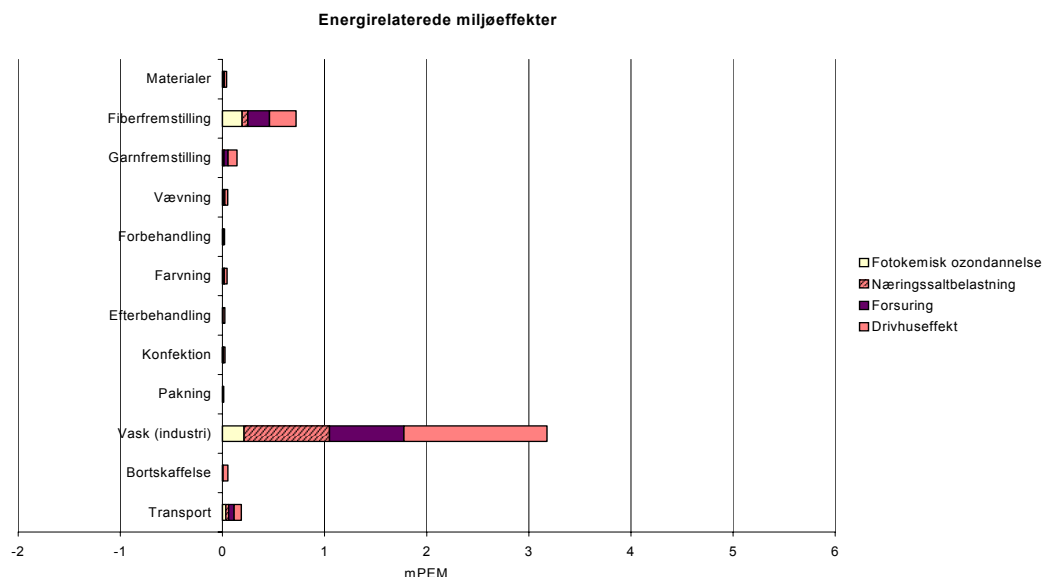
Figur 3.3 Resultatet af hovedscenariet, forbrug af primær energi per funktionel enhed



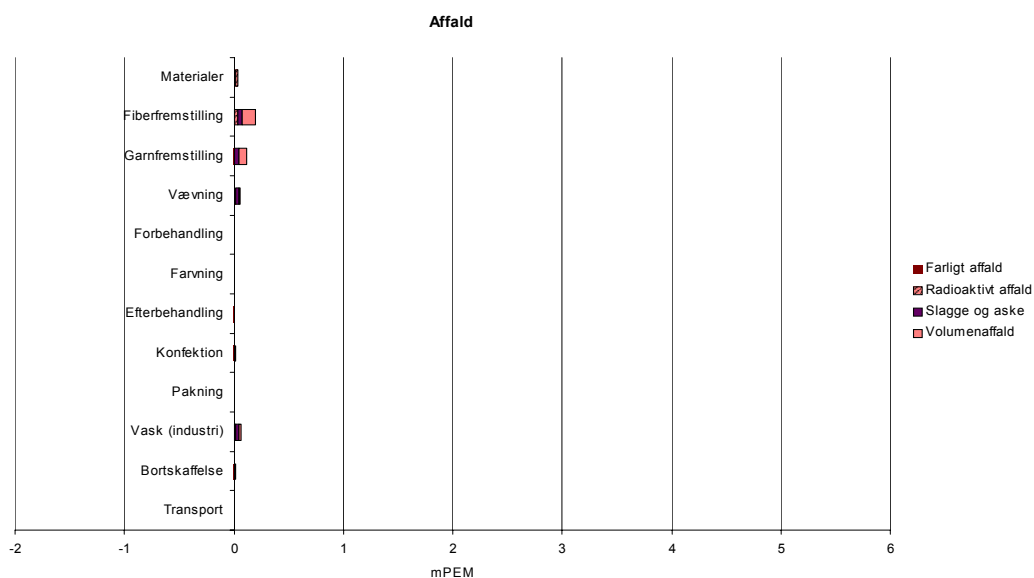
Figur 3.4 Resultatet af hovedscenariet, ressourceforbrug per funktionel enhed



Figur 3.5 Resultatet af hovedscenariet, toksikologiske miljøeffekt potentialer per funktionel enhed



Figur 3.6 Resultatet af hovedscenariet, energirelaterede miljøeffekt potentialer per funktionel enhed



Figur 3.7 Resultatet af hovedscenariet, affaldsrelaterede miljøeffekt potentialer per funktionel enhed

What-if simuleringer

Miljøprofilen af et givet produkt, her en arbejdsjakke, kan påvirkes dels af producentens, dels af forbrugerens valg. For at synliggøre konsekvenser af mulige ændringer i produktets livsforløb er der udarbejdet en række scenarier med fokus på hhv. producent og forbruger.

Ved at ændre en enkelt eller flere af referencebetingelserne er det muligt at danne et billede af konsekvensernes omfang, grundet det valg der er truffet. Ændringerne illustreres grafisk vha. livstidsopgørelser indenfor fem kategorier som beskrevet i afsnit 5.

Konsekvenser af valg hos producenten

Producenten har indflydelse på alle processer fra udvinding af råmaterialer til det færdige produkt forlader distributionen. Producenten kan påvirke processerne i brugsfasen. Det er dog ikke muligt for producenten at påvirke alle forbrugere af produktet til at handle ens. Modsat de produkter, der i bilag 1 og i bilag 2 er bearbejdet, en T-shirt og en træningsdragt, er der ikke udarbejdet en producentreference for arbejdsjakken. Det hænger sammen med, at hovedscenariet er udarbejdet med henblik på producenten samt en forbruger, der anvender en ensartet og kendt forbrugsprofil i form af et industrivaskeri. Derfor vil både forbrugerscenarier og producentscenarier blive sammenlignet med samme reference. Referencescenariet er kaldt producentreferencen.

I det følgende præsenteres resultaterne af de producentrelaterede scenarier, som summerede bidrag over hele livsforløbet og sammenlignes med producentreferencen.

Scenarier - producent

Råvarefasen:

Scenario 1: Råvarevalg – Økologisk bomuld

Produktionsfasen:

Scenario 2: Kemikalievalg – Valg af carrier

Scenario 3: Kemikalievalg – Farvevalg 10% farvning

Brugsfasen:

Scenario 4: Påvirkning af produktkvalitet – Farveafsmitning

Scenario 5: Påvirkning af produktkvalitet – Øget levetid

Scenario 1: Råvarevalg - Økologisk bomuld

De toksikologiske miljøeffekter er de højest vægtede miljøeffektpotentialer i arbejdsjakkens livsforløb. Bidragene til denne kategori er identificeret til primært at skyldes brugen af pesticider og energiforbruget ved fremstillingen af kunstgødning til bomuldsdyrkning.

Til konventionel dyrkning af bomuld anvendes i værste tilfælde op til ca. 18 g pesticid pr. kg bomuld. I hovedscenariet er pesticidmængden beregnet som et gennemsnit fra bomuldsdyrkning i USA og Sydamerika. Pesticidernes effekt på miljøet er vurderet og faktorerne er inkluderet i databasen. Pesticidrester kan forårsage humantoksiske effekter under forarbejdningen af bomuldsfibrene, da den olie, der produceres under processen i nogle lande

anvendes til madlavning. Herved ender pesticidresterne i maden og udgør dermed en sundhedstrussel for befolkningen. De rester, der er tilbage i bomulden, antages at blive vasket ud under vådbehandlingen.

Til vurdering af de toksikologiske miljøeffekter ved konventionel dyrkning af bomuld ændres de 35% bomuld, der er i arbejdsjakken, til økologisk bomuld. Herved udelukkes brugen af pesticider og kunstgødning, hvorved udvaskning af pesticider i forbehandlingen af bomuldsfibrene også elimineres. Ved produktion af økologiske bomuldsfibre bruges ingen kemikalier til blegningen i forbehandlingen, hvilket medfører endnu en reduktion af de toksikologiske miljøeffektpotentialer.

Den transport, der kræves for at sprede disse stoffer på markerne, forsvinder ved økologisk dyrkning. Til gengæld vil der ofte være en form for mekanisk ukrudtsfjernelse, som bidrager til toksicitetspotentialerne. Denne transport er dog ikke medtaget i referencescenariet pga. de store forskelle, der er mellem de bomuldsproducerende lande og deres metoder til at dyrke bomuld på. I nogle lande køres kun nogle enkelte gange på markerne pr. dyrkningsrunde. I andre lande, typisk sydamerikanske, er det kutyme at køre mere på markerne for at sikre høstudbyttet. Generelt gælder det, at mindre transport mindsker forbruget af fossilt brændstof og dermed også dele af de energirelaterede og toksikologiske miljøeffekter. For beregningen se bilag 1 for livscyklusvurderingen af en bomulds T-shirt.

Resultat af ændret råvarevalg

Forbruget af primær energi ændrer sig ikke væsentligt på grund af det ændrede råvarevalg. Det skyldes, at hovedparten af energiforbruget stammer fra processerne i produktions- og brugsfasen, og disse er uændrede. Totalt set falder energiforbruget med 1% ved ændret råvarevalg.

De toksikologiske miljøeffekter reduceres væsentligt ved brug af økologisk dyrket bomuld. Persistent og økotoksicitet reduceres med omkring 80% i forhold til referencescenariet.

De energirelaterede miljøeffekter, drivhuseffekt, nærings saltbelastning og den fotokemiske ozondannelse er reduceret med en mindre procentdel, ca. 2-10%. Årsagen er, at der ikke længere er bidrag til disse potentialer fra produktionen af kunstgødning og pesticider. Samme årsag er gældende for affaldskategorierne.

Konklusion på scenario 1

Det kan konkluderes, at producenten har stor mulighed for at påvirke tekstilets samlede miljøprofil, især de toksikologiske miljøeffektpotentialer. Det kan anbefales at anvende økologisk bomuld frem for konventionelt dyrket bomuld. Det skal ligeledes tages med i betragtning, at mange af de midler, der anvendes til bomuldsdyrkning, er sundhedsskadelige for mennesker. Ved forkert eller uforsigtig anvendelse kan underleverandøren udsætte sig selv og sine ansatte for sundhedsfare.

Udvaskning af pesticidrester i div. forarbejdningsprocesser er endnu en årsag til at undgå konventionel dyrket bomuld.

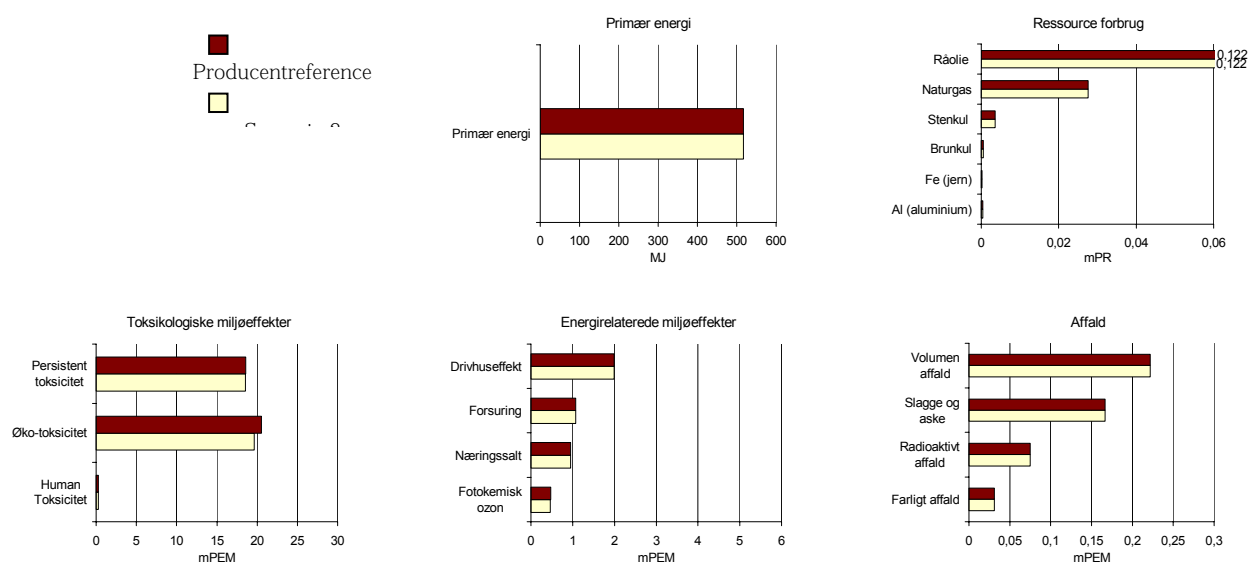
Scenario 2: Kemikalievalg - Valg af carrier

Scenariet her skal illustrere effekten af et af de kemikalievalg, producenten kan foretage i produktionsfasen.

Når indfarvning af polyester foretages under ca. 130°C, der benævnes glasovergangstemperaturen eller Tg for polyester, er polyesterfibrene massive og farves i bedste fald kun på overfladen. Ved at tilføre et opløsningsmiddel til farvebadet blødgøres polyesterfibrene delvist og farvestofferne kan trænge ind i polyestereren. Når opløsningsmidlet fjernes, stivner polyestereren atter, og farvestofferne er fanget inde i polyesterfibrene.

Opløsningsmidlet, kaldet "carrieren" eller bæreren af farvestoffet, bidrager således til en jævn og dyb indfarvning af polyestereren og giver en meget høj vaskeægted. Anvendte carriers er typisk chlorerede aromater, phenoler, benzener, aromatiske hydrocarboner og ethere samt aromatiske estere. Disse stoftyper er velkendte for deres sundhedsskadelige egenskaber - hovedparten af stofferne er kræftfremkaldende eller skadelige for nervesystemet. Der er derfor udviklet en gruppe mere miljø- specielt arbejdsmiljøvenlige carriers. Et af disse er baseret på natriumbenzoat, methanol og LAS og er i denne case testet som alternativ til den carrier, der er anvendt i referenceproduktet, som er baseret på 1,2 dichlorbenzen.

Det antages, at knap 100% af den doserede mængde forlader farveriet via spildevand. Der er ikke inkluderet data for fremstilling af carrierne, hvorfor det alene er de toksikologiske miljøeffektpotentialer, der ændres i forhold til referencescenariet.



Figur 3.8. Resultat af scenario 2 viser reduceret bidrag til de toksikologiske miljøeffektpotentialer

Af figuren fremgår det, at valget af en mindre toksisk carrier har en effekt på ca. 5 % for økotoksicitet, mens den er ca. 1% for persistent toksicitet. At effekten ikke synes større skyldes de meget høje bidrag til disse kategorier fra bomuldsdyrkningen. Ses alene på farvningen, reduceres de toksikologiske miljøeffektpotentialer med op til 95%, højest for økotoksicitet.

Ved valg af højtryksmaskiner kan brugen af carriers helt undgås. Ved at farve ved højere temperatur end 130°C, typisk knap 140°C, og tilsvarende tryk, overskrides Tg, og polyesterfibrene åbnes, som hvis der havde været et

opløsningsmiddel til stede og farvningen kan derfor foretages uden brug af carrier.

Konklusion på scenario 2

Valg af carrier har begrænset betydning totalt set, men har stor indflydelse på produktets miljøprofil, hvis produktionsfasen betragtes separat. Det er derfor et område, hvor producenten har direkte mulighed for at forbedre produktets miljøprofil. Farveriets miljøprofil forbedres væsentligt ved anvendelse af den mindst toksiske carrier eller slet ingen.

Miljømærkelovgivningen indikerer, hvilke stoffer der bør udfases, og hvilke der helt skal undgås, set fra et miljømæssigt synspunkt. Dette kan være en ledetråd i miljøarbejdet på den enkelte virksomhed.

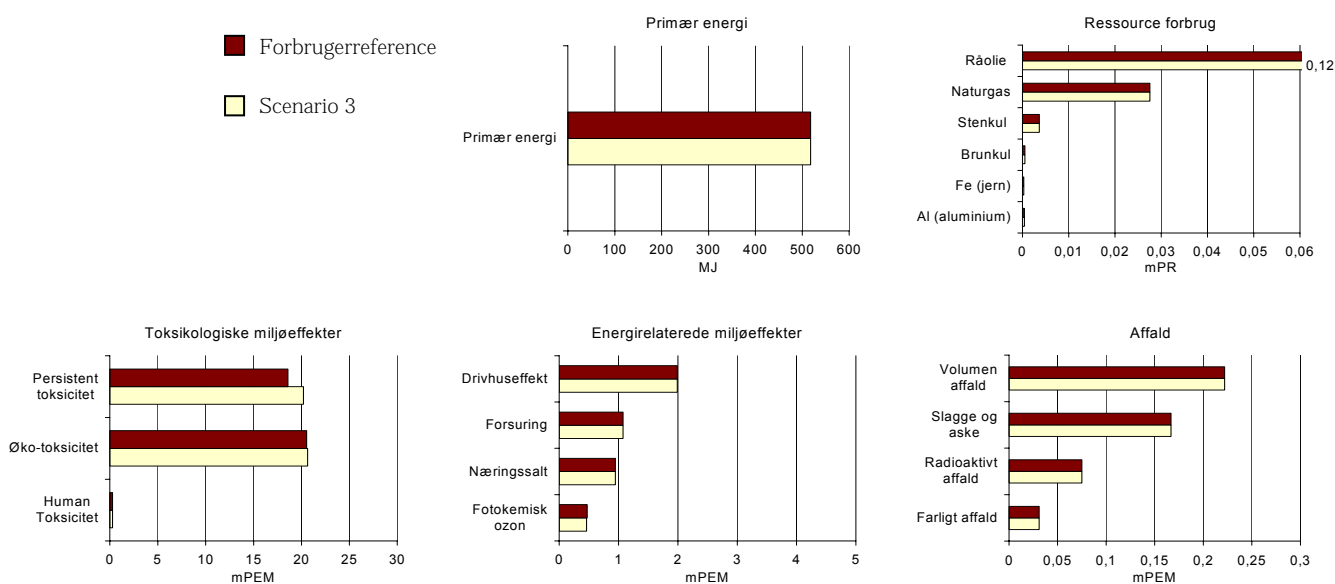
I den forbindelse skal det desuden bemærkes, at klorerede carriers, af samme type som de her nævnte, ikke længere anvendes i Danmark pga. deres øko- og humantoksikologiske effekt. Stofferne nedbrydes ikke i kommunernes renseanlæg, hvilket gør dem til en potentiel forureningskilde, som bør minimeres eller helt undgås.

Scenario 3: Kemikalievalg – Farvevalg 10% farvning

I referencen er arbejdsjakken farvet med en blanding af dispersions- og reaktivfarvestof til henholdsvis polyester og bomuld. Den anvendte 1% farvning svarer til den mængde farvestof, der anvendes til farvning af lyse nuancer. I dette scenario illustreres effekten fra en mørk farvning på 10%.

Det antages, at 85% af det doserede farvestof hæfter til tekstilet, og den resterende mængde ledes til spildevandsrensning som i referencescenariet. Da der doseres 10 gange så meget farvestof, udledes 10 gange mere farvestof end i referencescenariet. I beregningerne er det antaget, at udvaskning af farvestof i brugsfasen ikke finder sted.

Det antages, at samme mængde tekstil som i referencescenariet kan genbruges direkte fra strikning og konfektionering. Der eksisterer data for et enkelt syrefarvestof, hvorfor scenariet ikke skal ses som repræsentativt for hele gruppen af syrefarvestoffer.



Figur 3.9 Resultat af Scenario 3 Øget bidrag til de kemikalierelaterede miljøeffektpotentialer

Af graferne ses det, at den større mængde farvestof resulterer i en forøgelse af det samlede bidrag til de toksikologiske miljøeffektpotentialer på omkring 1-4%. Dette synes ikke umiddelbart af meget, men det skal tages med i betragtning, at det alene skyldes en forøgelse af farvestofkoncentrationen. Ses isoleret på farveprocessen, er der tale om en forøgelse på 12 %. Koncentrationen af farvestof bør således være fokuspunkt for producenten.

I dette scenario er produktionen af farve ikke medtaget. Der er heller ikke taget højde for procesvariationer ved farveprocessen. Ud fra den betragtning ville miljøprofilen for en 10%-farvning tynges yderligere.

Konklusion på scenario 3 - Stor effekt i farveprocessen, mindre total set

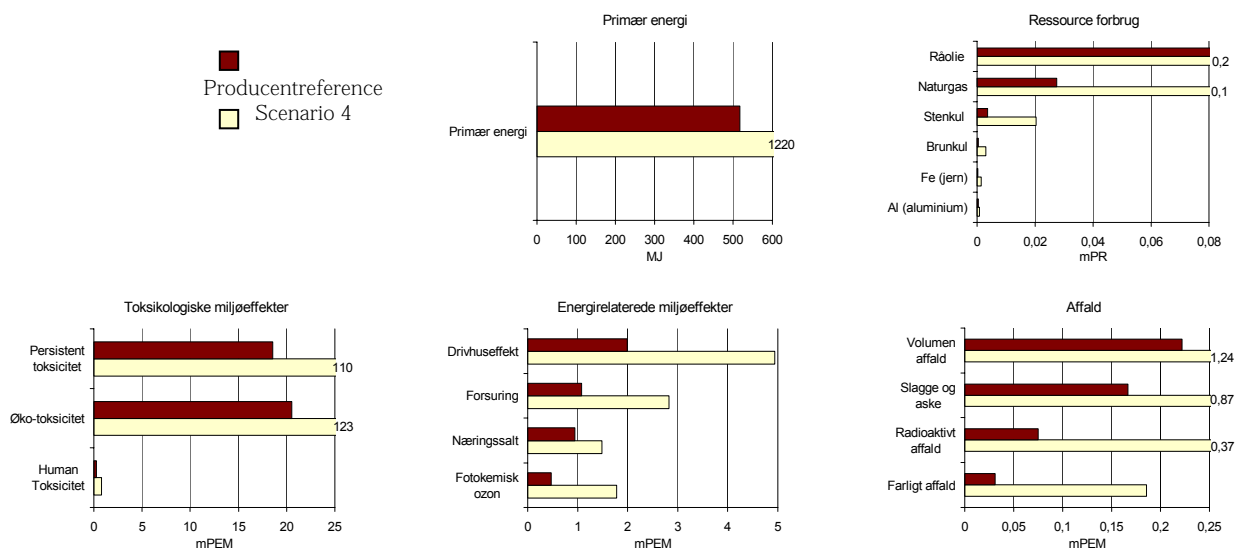
Det kan konkluderes, at mængden af farvestof per funktionel enhed har en effekt på den totale miljøprofil for produktet. Ses specifikt på produktionsfasen, er der tale om stigninger på 10 - 85%, hvilket gør det til et væsentligt fokuspunkt for producenten. Producenten kan påvirke leverandøren af farvestoffer i en miljømæssigt mere forsvarlig retning ved at stille miljøkrav til farvestofferne.

Scenario 4: Påvirkning af produktkvalitet - Farveafsmitning

Kvaliteten af farvningen, farve- og vaskeægtheden, er væsentlig for den kvalitet, forbrugeren anser produktet for at repræsentere. I dette scenario illustreres effekten af arbejdsjakkens samlede miljøprofil, hvis den én gang i sin levetid ødelægger en maskinvask pga. farveafsmitning på resten af de vaskede tekstiler. Det er antaget, at der vaskes 4,5 kg tekstil pr. vask af samme sammensætning som arbejdsjakken, dvs. 35% bomuld og 65% polyester. Det antages desuden, at alt det vaskede tekstil, med undtagelse af referenceproduktet, er ubrugeligt efter farveafsmitningen.

Modelleringen foretages ved at antage, at vasken består af 6 arbejdsjakker af den beskrevne type. Der skal således produceres, transporteres og bortskaffes 6 arbejdsjakker af hver 877 g. Brugsfasen for de ødelagte tekstiler er ikke inkluderet i beregningerne, dvs. kun brugsfasen for referenceproduktet er inkluderet i modelleringen, da det antages, at den ikke ødelægges.

Produktionen af tekstilmængden forårsager en forøgelse af forbruget af primær energi på ca. 130%. De toksikologiske miljøeffekter er steget med omkring 500%, samme tendens ses for de resterende kategorier.



Figur 3.10 resultatet af scenario 4

Konklusion på Scenario 4 - Bidragene fra produktionsprocesserne overskygger bidragene fra brugsfasen

Scenariet indikerer, at den enkelte arbejdsjakkes brugsfase, som ellers er dominerende, nu overskygges af processerne i produktionsfasen. Det kan heraf konkluderes, at farveægheden på tekstilprodukter af denne type er af stor vigtighed. Alternativt kan producenten informere forbrugerne om risiko for afsmitning, hvorved forbrugeren har ansvaret for at vaske arbejdsjakken separat en eller flere gange. Dette bør medregnes i produktets samlede miljøprofil som en større belastning fra vask i brugsfasen. Vaskes arbejdsjakken på industrivaskeri, er der ligeledes en risiko for, at en blå arbejdsjakke vaskes sammen med lyst arbejdstøj, hvorved en hel vask også her kan blive ødelagt. En sådan fejl vil formentlig ikke ske ofte. Men da sorteringen af arbejdstøj sker manuelt, kan det forekomme på en travl dag.

Et lign. scenario er arbejdsjakker, der ødelægges, fordi der er glemt lommeknive, kuglepenn eller lign. i lommerne. Resultatet kan være, at den enkelte arbejdsjakke må bortskaffes, eller at der er sket skade på de beklædningsgenstande, der blev vasket sammen med arbejdsjakken.

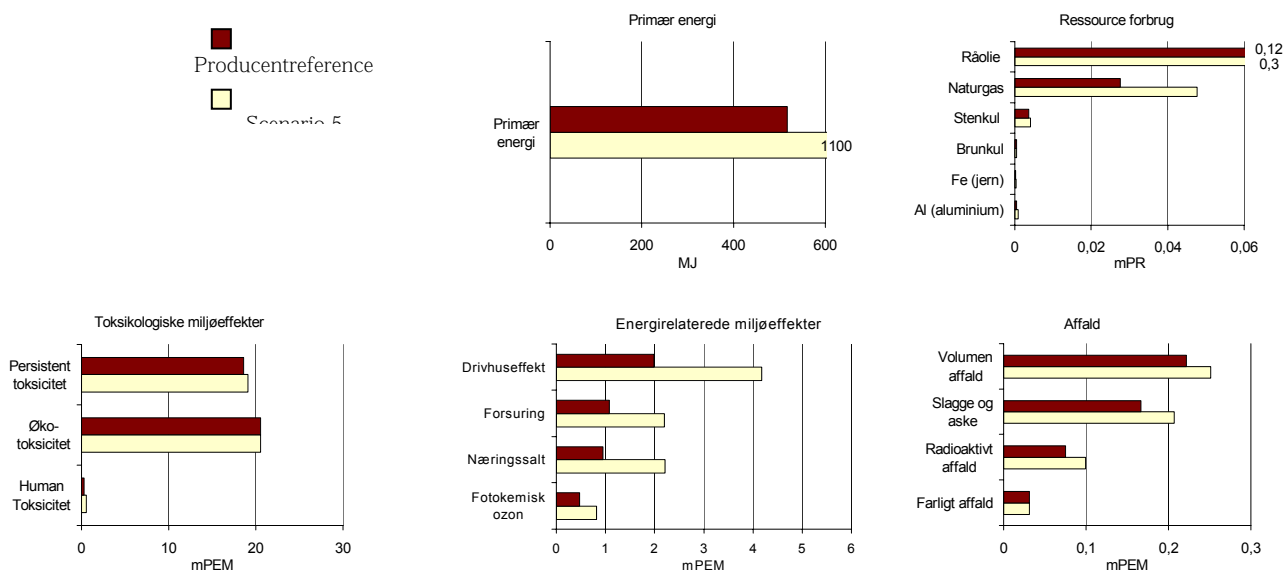
Scenario 5: Påvirkning af produktkvalitet - øget levetid

Produktkvalitet har indflydelse på produktets levetid. Farveæghed, fiberens holdbarhed og syningerne er eksempler på områder, hvor produktet kan vurderes på holdbarhed og kvalitet. I forbindelse med livscyklusvurderinger vil kvaliteten af referenceproduktet få betydning for fremstillings- og bortskaffelsesfasen, da disse øges/mindskes for at opfylde den funktionelle enhed.

En arbejdsjakke er vurderet til at kunne holde til 100 ganges vask, svarende til ca. 10 – 12 år (Bang, 2001). I praksis er det dog ofte sådan, at arbejdsjakken vil blive kasseret langt tidligere, nemlig efter ca. 40 ganges vask. Kassation sker typisk pga. beskadigelse, som er for tidskrævende at reparere.

Scenario 5 tager udgangspunkt i, at arbejdsjakken vaskes 100 gange - svarende til vurderet maksimal levetid. Antagelsen medfører at der skal ca. en

trejdedel fiberfremstilling, produktion, bortskaffelse og transport til at opfylde den funktionelle enhed.



Figur 3.11 resultat af scenario 5

Levetidens væsentlige betydning er tydelig. Forbruget af primær energi er øget med ca. 110%. Ressourceforbruget er tilsvarende øget, råolie med 130 %, naturgas med 75% og stenkul med 10%. Dette skyldes de ekstra antal industrivaske og den øgede transportmængde. Bidraget til de energirelaterede miljøeffekter er som følge heraf øget med 70 - 130%. Affaldskategorierne er øget med ca. 10 - 30% af samme årsag.

De toksikologiske miljøeffektpotentialer påvirkes forskelligt af arbejdsjakkens øgede levetid. Persistent toksicitet stiger med 3 %, økotoxicitet er uændret, mens human toksicitet stiger med 100%. Bidragene fra produktionen af elektricitet til drift af vaskemaskinerne i industrivaskeriet, ligesom den øgede mængde transport er den primære årsag til de øgede toksikologiske miljøeffektpotentialer.

Konklusion på scenario 5: Levetiden er væsentlig

Konklusionen på dette scenario er, at kvaliteten af arbejdsjakken er et vigtigt fokuspunkt for producenten. Det skal dog tages med i betragtning, at det ofte er ydre faktorer, som forårsager fatale skader på arbejdsjakken. Et mere slidstærkt materiale vil formentlig kunne begrænse denne kassation.

Tekstiletts kvalitet er alene bestemt af producenten, mens forbrugeren har stor indflydelse på, hvor længe arbejdsjakken holder. Der vil være brancher, hvor arbejdet sjældent medfører iturevne jakker eller lign., og hvor arbejdsjakken derfor har en længere levetid, mens den andre steder hurtigt må kasseres.

Konsekvenser af valg hos forbrugeren

Forbrugeren har primært mulighed for at påvirke brugsfasen samt dele af transportfasen. De øvrige faser kan hovedsageligt påvirkes af producenten. Sekundært har forbrugeren mulighed for det selektive valg af producent gennem fx miljømærkeordninger.

Brugsfasen for referencescenariet indeholder tørring og vask på vaskeri. Der er medtaget transport mellem producent og vaskeri samt kørsel mellem forbruger og vaskeri.

Scenarier - forbruger

Som nævnt indledningsvist er referencescenariet for forbruger og producenter ens.

Scenario 6: Valg i forbindelse med vask – Rensning vs. Industrivask

Scenario 7: Valg i forbindelse med vask – Husholdningsvask vs. Industrivask

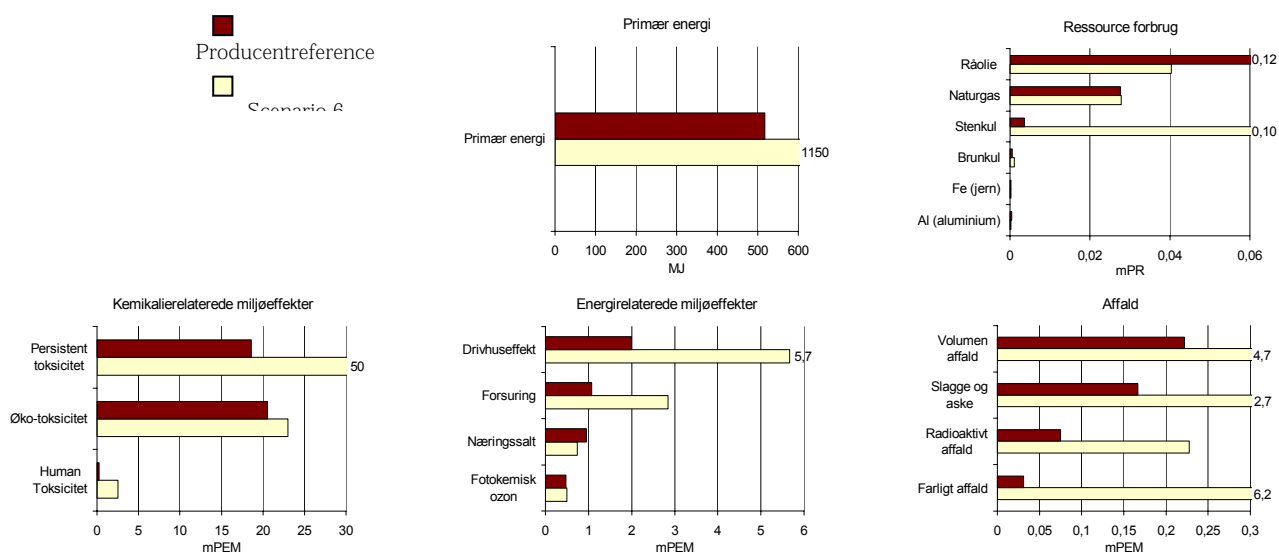
Scenario 8: Valg i forbindelse med vask – Husholdningsvask 2

Scenario 6: Valg i forbindelse med vask - Husholdningsvask vs. rens

Arbejdstøj bliver ofte udsat for en tilsmudsning, der er langt kraftigere end almindelige beklædningsgenstande. I dette scenario er det antaget, at arbejdstøjet efter brug har pletter, der er vanskelige at fjerne ved alm. vask. Arbejdsjakken bliver derfor renses. Renseriprocessen ses som en industriel proces, der er organiseret i stil med de nuværende industrivaskerier.

Det antages at industrirensier vil hente det beskidte arbejdstøj og bringe det rene på samme måde som industrivaskerierne gør det i dag. Ved rensning af tekstil er der et øget forbrug af kemikalier, mens forbruget af ressourcer som vand er lavere. Hvor industrivaskerierne anvender råolie til produktion af damp, anvender rensprocessen i UMIP-TEX databasen el. Dette vil formentlig ikke være tilfældet, hvis et industrirenseri skulle fungere og konkurrere på lige fod med vaskerierne. Dataene for rensprocessen er baseret på rensier som de fungerer i Danmark i dag. Det er derfor tænkeligt, at energi- og kemikalieforgbrug kan reduceres, hvis rensningen foregik under større og mere ensartede forhold, dvs. samme tekstiltype, art af smuds og snavs samt faste mængder.

Data for fremstillingen af kemikaliet, perchlorethylen, til rensprocessen er ikke inkluderet i livscyklusvurderingen, ligesom miljøeffektpotentialer ikke er vurderet. For industrivaskemidlet er energiforbruget til produktionen af vaskemidlet inkluderet, mens miljøeffektpotentialerne endnu ikke er vurderet.



Figur 3.12. Resultat af scenario 6 generelle forøgelse af miljøeffektpotentialer

Det samlede energiforbrug er øget med 120%. Dette skyldes primært et øget elforbrug til opvarmning af damp. Transporten antages at være ens for industrivask og industrirens, omkring 3.000 km på en arbejdsjakkes levetid. For industrivask er energiforbruget ved fremstilling af vaskemidlet som nævnt inkluderet, denne proces tegner sig for 5% af hovedscenariets samlede energiforbrug.

Ressourceforbruget for de to processer er meget forskelligt. I industrivasken bruges meget råolie til den dampgenerator der leverer damp til vaskemaskinerne. I renseprocessen er forbruget af råolie reduceret med 70%, mens forbruget af stenkul til gengæld er øget betydeligt. Årsagen er, at dansk el primært fremstilles på kulfyrede kraftværker.

De toksikologiske miljøeffekter øges væsentligt ved at vælge rens frem for industrivask. Persistent toksicitet øges med omkring 170% i forhold til referencescenariet, mens økotoksicitet øges med ca. 15%, og human toksicitet øges med 800%. Forøgelsen skyldes alene brugen af el-energi, da miljøeffektpotentialerne for perchlorethylen ikke er inkluderet.

For de energirelaterede miljøeffekter er resultatet, at drivhuseffekten og forsureningen er øget med hhv. 180% og 160%, mens næringssaltbelastningen og den fotokemiske ozondannelse reduceres med mellem 5 og 30%. Årsagen til dette er, at forskellen mellem at anvende el-energi, produceret ved afbrænding af stenkul, og energi produceret af en oliefyret dampkedel.

Konklusion på scenario 6

Det kan konkluderes, at rensning af arbejdsjakker/arbejdstøj overordnet set har negativ indflydelse på tekstilets samlede miljøprofil. Beregningerne er baseret på rensning af tekstiler, som processen kendes i dag. Det betyder, at der formentlig vil være en reduktion i visse kategorier, såfremt processen blev effektiviseret og optimeret i forhold til at være en industriproces med dertil hørende stordrift. Toksiciteten af hhv. vaskemiddel og kemikalie til rens er ikke vurderet. Det kan ændre størrelsen af de toksikologiske potentialer.

Scenario 7: Valg i forbindelse med vask - Husholdningsvask vs. industrivask

Brugen af arbejdstøj knytter sig primært til håndværksmæssige erhverv. Det vil sige alt fra små enkeltmandsfirmaer til store entreprenørvirksomheder. Uanset virksomhedens størrelse søges det at minimere alle udgifter, herunder også omkostninger ved vask af arbejdstøj. Det antages derfor, at arbejdstøjet kun vaskes privat, når det er det mest økonomiske at gøre.

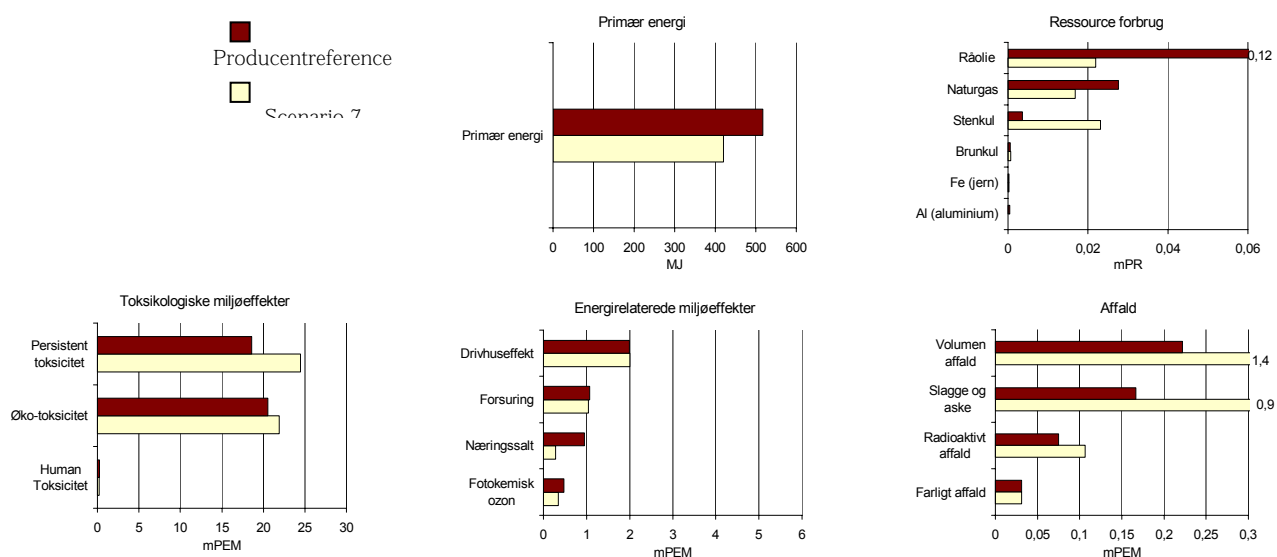
På industrivaskerier vaskes og tørres tøjet i samme proces. Til sammenligning er derfor valgt en 60°C vask uden forvask og med efterfølgende tørring i tørretumbler.

Det antages, at større virksomheder generelt vil vælge at være tilknyttet et industrivaskeri og få rent arbejdstøj leveret til virksomheden. Dette scenario retter sig derfor hovedsageligt mod mindre virksomheder og selvstændige.

Det antages, at mindre virksomheder med få, dvs. under 5, ansatte vil vælge selv at vaske deres arbejdstøj, frem for at få et vaskeri til at hente og bringe arbejdstøj til dem.

Det antages, at arbejdsjakken vaskes sammen med andet tøj af samme materiale, formentlig flere stykker arbejdstøj, så maskinen er fuld ved vask. I scenariet er det antaget, at der er 4,5 kg. tøj i maskinen.

Temperaturen sættes til 60°C ved husholdningsvask, da vaske- og skyllemidler efterhånden er tilpassede lavere temperaturer. Det er herunder taget med i betragtning, at vand og el er økonomiske udgifter for den enkelte husholdning, hvorfor hovedparten af befolkningen vil søge at minimere forbruget af hhv. el og vand.



Figur 3.13 Resultat af scenario 7, ændret ressourceforbrug, øget toksikologiske miljøeffektpotentialer

Det samlede energiforbrug er reduceret med 20%. En del af forklaringen på dette er den transport, der er til og fra vaskeriet i forbindelse med industrivask. Gennem en arbejdsjakkes levetid er det omkring 3.000 km. Den primære årsag er dog, at husholdningsvask og tørring i tørretumbler er mindre energikrævende end processen på et industrivaskeri. For industrivask er energiforbruget ved fremstilling af vaskemidlet medtaget, denne proces tegner sig for 5%. Dette er ikke tilfældet for vaskemidlet, anvendt i husholdningen.

Ressourceforbruget for de to processer er meget forskellige. I industrivasken bruges meget råolie til en dampkedel, der leverer damp til vaskemaskinerne. Husholdningsvask og tørring i tørretumbler forbruger 20% af den mængde råolie, industrivaskeprocessen tegner sig for. Til gengæld tegner husholdningsvasken sig for et stort forbrug af stenkul, over 500% større end for industrivask. Dansk el fremstilles primært på kulfyrede kraftværker. Igen spiller fremstillingen af vaskemidlet til industrivaskeriet en rolle.

De toksikologiske miljøeffekter øges væsentligt ved at vælge husholdningsvask frem for industrivask. Persistent toksicitet øges med omkring 30% i forhold til referencescenariet, mens økotoksicitet øges med ca. 7% og humantoksicitet er uændret.

Toksiciteten af det vaskemiddel, der anvendes i husholdningen, er inkluderet i opgørelsen. For industrivaskemidlet er dette ikke tilfældet, her er energiforbruget til produktionen af vaskemidlet til gengæld inkluderet.

Stigningen i toksicitet og ændringerne i ressourceforbrug skal derfor ses i lyset af dette.

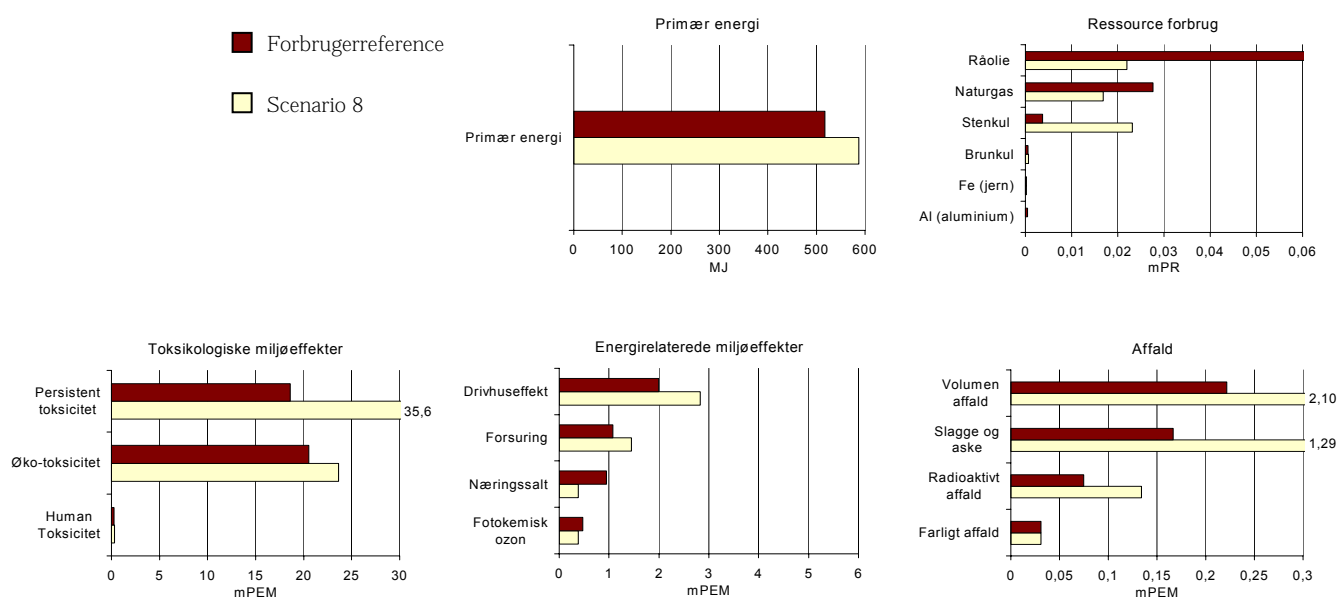
For de energirelaterede miljøeffekter er resultatet, at drivhuseffekten er uændret, mens næringssaltbelastningen og den fotokemiske ozondannelse reduceres med mellem 5 og 30%. Årsagen til dette er forskellen mellem at anvende el (husholdning), produceret ved afbrænding af stenkul og energi (industrivask), produceret af en oliefyret dampkedel.

Konklusion på scenarie 7

Det kan konkluderes, at forbrugeren har stor mulighed for at påvirke tekstilets samlede miljøprofil, både hvad angår samlet energiforbrug, ressourceforbrug, toksicitetskategorierne og affaldspotentialerne.

Scenarie 8: Valg i forbindelse med vask - Husholdningsvask 2

Dette scenario bygger på resultaterne fra scenario 7, hvor en alm. 60 graders husholdningsvask efterfulgt af maskintørring er vurderet i forhold til en industrivask på vaskeri. I stedet for en alm. 4,5 kg husholdningsvask vaskes arbejdsjakken i dette scenario alene med et par tilhørende bukser, svarende til en totalvægt på 1,54 kg. Beregningsmæssigt betyder det, at der i brugsfasen er et merforbrug til vaskeprocessen svarende til en faktor på 2,92 (4,5 kg. delt med 1,54 kg). Øvrige antagelser og betragtninger er de samme som i scenario 7.



Figur 3.14. Resultat af scenario 8, stor ændring af ressourceforbrug

Som det fremgår af ovenstående grafer, belaster denne form for vaskeprocedure den generelle miljøprofil. Dog ses det, at forbruget af naturgas og råolie er større i referencescenariet. Forbruget af stenkul øges som den eneste ressource i forhold til i scenario 7. Som beskrevet i scenario 7, skal dette til dels ses som et udtryk for de metodeforskelle, der er mellem industrivask og husholdningsvask (dampvask vs. eldrevne vask). Dampvask, der udføres med et stort forbrug af råolie i forhold til husholdningsvask, der drives af dansk el, primært produceret ved afbrænding af stenkul.

Trods disse forhold er forbruget af primær energi øget med 10% i forhold til referencescenariet. Selvom arbejdsjakken transporteres 3.000 km i varebil mellem virksomhed og vaskeri i referencescenariet.

Et andet aspekt, som også nævnes i scenario 7, er datagrundlaget. Der findes data for de toksikologiske effekter for husholdningsvaskemidler, men ingen energidata for fremstillingen. Modsat er der ikke data for de toksikologiske effekter for industrivaskemidler, men derimod energidata for produktionen af vaskemidlet. Det gør sammenligningen mere utydelig. En stigning i persistent toksicitet på 92% er derfor ikke et entydigt udtryk for den faktiske forskel på de to vaskemetoder, men blot en indikation af, at der vil være et merforbrug af vaskemiddel i dette scenario og dermed en øget toksicitet.

For de energirelaterede miljøeffekter er miljøpåvirkningen øget mht. drivhuseffekt og forsurening, men reduceret mht. næringssalte og fotokemisk ozon. Årsagen til denne forskel skyldes ressourcernes forskelligheder og måden de forbrændes. Det er tydeligt at ændringerne af de energirelaterede effektpotentialer bunder i ressourcefordelingen.

Konklusion på scenario 8

Konklusionen på dette scenario er, at husholdningsvask med 1 sæt arbejdstøj belaster arbejdsjakkens miljøprofil i forhold til at få arbejdstøjet vasket på industrivaskeri. Sammenligner vi scenario 7 med scenario 8, er det tydeligt, at den form for vaskeprocedure er u hensigtsmæssig miljømæssigt set. Det er af stor betydning, hvor stor en mængde tøj der vaskes sammen. Det kan formentlig betale sig at investere i flere sæt arbejdstøj, hvis der vaskes hjemme, og der ikke er ønske om at blande hverdagstøj med arbejdstøj. Mere tvetydigt er det, om billedet ville se anderledes ud, hvis datagrundlaget for de to vaskeprocesser havde været ens.

Baggrundsdata

Systemstruktur i UMIPTEX-databasen for arbejdsjakken

	Ref. nr. UMIPTEX-databasen
1 stk. Arbejdsjakke, farvet (Bomuld/polyester)	(TX0-03)
1 stk. Materiale fase: 0,439 kg Bomuldsfibre (incl. Dyrkning og høst) 0,626 kg Polyester fibre 0,04 kg Lynlås af messing 0,036 kg Knap af messing 0,004 kg Lynlås af plast (polyester)	(TX6-1-06) (TX1-01-1) (TX1-04) (TX29-2-02) (TX29-2-03) (TX29-2-01)
1 stk. Produktionsfase: 0,877 kg Garnfremstilling (polyester/bomuld- 65%/35%) 2,97 m ² Vævning, naturlig slette 0,877 kg Afsletning og blegning af PET/CO, jigger 0,877 kg Farvning af PET/CO i atm. jigger 0,877 kg Blødgøring af PET/CO i jigger 0,868 kg Tør., slutfiks+indst af m ² vægt (PET/CO) 2,9 m ² Metervare.-syn oprul. På paprør (PET/CO) 1 stk. Arbejdsjakke- Oplæg tilskæring og syning 1 stk. Arbejdsjakke- Pakning	(TX6-2-19) (TX21-3) (TX23-1) (TX24-2-01-B) (TX25-03) (TX27-2-03) (TX27-3-06-02) (TX27-3-08-06-02) (TX28-1-03) (TX28-2-04)
1 stk. Brugsfase 10,78 kg Industrivask, 80 °C + mask.tørr. bomuld 20,02 kg Industrivask, 80 °C + mask.tørr. polyester	(TX6-3-04) (TX32-1-1) (TX32-1-2)
1 stk. Bortskaffelses fase 0,27 kg affaldsforbrænding af bomuld 0,5 kg Affaldsforbrænding af polyester 0,004 kg Forbrænding af plast lynlås	(TX6-4-04) (TX41-1-01) (TX41-1-04) (TX41-2-11)
1 stk. Transportfase 8780 kgkm Containerbåd, 2-t, 28000DWT, Termineret 1175 kgkm Lastbil > 16 t diesel landev. Termineret 1175 kgkm Lastbil > 16 t diesel bytrafik Termineret 1175 kgkm Lastbil > 16 t diesel moterv. Termineret 1148 kgkm Varebil <3,5t diessel, by Termineret 1148 kgkm Varebil <3,5t diessel, landevej Termineret 1148 kgkm Varebil <3,5t diessel, motervej Termineret	(TX6-5-04) (O32715T98) (O32694T98) (O32695T98) (O32693T98) (O32705T98) (O32697T98) (O32698T98)

Detaljer vedr. arbejdsjakke modellen i UMIPTEX-databasen

Forudsætninger:

- 65 % polyester/35 % bomuld, totalvægt 850 g, heraf tekstil ca. 770 g (295 g/m²) og tilbehør ca. 80 g. Dvs. ca. 500 g polyester og 270 g bomuld.
- 10 knapper i 100% messing - ca. 3,6 g per stk. – i alt 36 g. Desuden 2 lynlåse – én messinglynlås i front ca. 60 cm (40 g) og polyesterlynlås i en indvendig lomme ca. 15 cm (4 g). I alt ca. 80 g tilbehør.
- Tåler vask v. 95°C samt kemisk rensning.
- Levetid: Den stofkvalitet, der anvendes i referenceproduktet i denne case, er så stærk, at den kan holde til mindst 100 ganges vask; men arbejdsjakkerne kasseres i praksis meget tidligere. 40 ganges vask og en levetid på 3 år er et nøgletal fra vaskeribranchen. Nogle arbejdsjakker holder 10-12 år, svarende til de 100-120 ganges vask, de reelt kan holde

til. Den tidlige kassation sker typisk på grund af beskadigelser, som er for tidskrævende at reparere.

Funktionel enhed

Beregningerne foretages for "1 arbejdsjakke". Dette skal omregnes i forhold til levetiden, og beregningerne skal omregnes til "per år".

Det er antaget, at arbejdsjakken vaskes 40 gange før den bliver kasseret.

Levetiden er ca. 3 år – svarende til ca. 14 ganges vask per år.

Det er antaget, at arbejdsjakken bruges 1 arbejdsdag á 8 timer, hvorefter den bliver vasket.

Den funktionelle enhed for arbejdsjakken er derfor:

"40 dages brug af en arbejdsjakke, der vaskes efter brug hver gang, fordelt over 3 år".

Det antages, at 40 gange svarer til det antal dage, en forbruger er iført en arbejdsjakke i løbet af 3 år.

For referencescenariet svarer det til, at 1 arbejdsjakke kasseres hvert tredje år.

Bortskaffelse:

Det antages, at arbejdsjakken sælges i Danmark og bortskaffes ved affaldsforbrænding. 0,50 kg polyester og 0,27 kg bomuld samt 76 g messing (knapper og lynlås) 4 g polyester (lomme-lynlås). Tilbehør af messing medtages ikke i LCA, da messing ikke har nogen brændværdi og vil forlade forbrændingsanlæg med slagge og uden betydende effekt på miljøet.

Vask:

Det antages, at arbejdsjakken vaskes 40 gange i sin levetid. Det betyder, at der skal vaskes og tørres polyester: $0,5 \cdot 40 = 20$ kg, bomuld: $0,27 \text{ kg} \cdot 40 = 10,8$ kg. Vaskes ved industrivask v. 80°C og ved husholdningsvaske v. 90°C u. forvask. Mængden af tilbehør inddrages ikke i denne sammenhæng.

Tørring:

For industrivask er tørring en del af enhedsprocessen for vask. I husholdningen antages, at arbejdsjakken bliver tørret i en tørretumbler, dvs. 20 kg polyester (syntetisk) og 10,8 kg bomuld. Mængden af tilbehør inddrages ikke i denne sammenhæng.

Pakning af Arbejdsjakke:

Det antages, at arbejdsjakken pakkes i en tynd plast-pose. Det antages, at plastposen vejer 20 gram (2*T-shirt – se bilag 1).

Konfektionering:

Der er oprettet en ny proces: Arbejdsjakke - Opl., tilskær. og syning TX 28-1-01. Processen beregnes "per arbejdsjakke". Der haves ingen data for energiforbrug for arbejdsjakke. Det antages, at energiforbruget er ca. 10 gange en dug (ca. 35 minutter sytid kontra ca. 3).

Spildet estimeres til ca. 10%. Det betyder, at der skal bruges ca. $0,77 \text{ kg} / (1 - 0,10) = 0,855$ kg polyester/bomuld metervare heraf 0,555 kg polyester og 0,300 kg bomuld. Det er antaget, at al spildet kasseres (forbrændes på affaldsforbrændingsanlæg).

Metervare-eftersyn og oprulning på paprør:

Der haves ingen data for vævet metervare til en arbejdsjakke. Det antages, at data er de samme som for vævet metervare til en dug (bilag 5). Derfor bruges proces nr. TX27-3-08-06. Mængde: Processen er opgjort pr. m². Der skal anvendes 0,855 kg polyester/bomuld metervare til konfektioneringen af arbejdsjakken. Der antages en m²-vægt på 295 g/ m² – dvs. der skal anvendes 2,90 m² godkendt tekstil efter metervare-eftersynet, dvs. der skal anvendes 2,90 m² af processen.

Under metervare-eftersynet bruges der 1,015 kg tekstil per 1 kg godkendt tekstil efter metervare-eftersyn. Der skal således produceres: 1,015*0,855 = 0,868 kg tekstil (tørret og slutfikseret).

Tørring, slutfiksering og indstilling af kvadratmetervægt:

Som nævnt ovenfor skal der anvendes 0,868 kg tekstil per arbejdsjakke. Det svarer til 2,94 m² tekstil (tørret og slutfikseret) per arbejdsjakke med en vægt på 295 gram per m².

Da der er et spild ved tørring og slutfiksering, anvendes der 1010 gram farvet metervare per kg tørret metervare. Det betyder, at der skal bruges 1,01 * 0,868 kg = 0,877 kg blødgjort tekstil. Dette svarer til ca. 2,97 m² (tallet skal anvendes til vævning, naturlig slette).

Blødgøring af PET/CO i jigger

Der skal anvendes 0,877 kg af processen – der er intet spild – dvs. der skal anvendes 0,877 kg farvet tekstil. Dette svarer til ca. 2,97 m² (tallet skal anvendes til vævning, naturlig slette).

Farvning af PET/CO i atm. jigger:

Der skal bruges 0,877 kg af denne proces per arbejdsjakke. Der er ikke spild af tekstil i processen. Dette svarer til ca. 2,97 m² (tallet skal anvendes til vævning, naturlig slette).

Afsletning og blegning af PET/CO, jigger.

Der skal anvendes 0,877 kg af denne proces.

Selv om tekstiletaber i vægt p.g.a. udvaskning af slette (tilsat ved vævning), skal der ikke korrigeret for dette i de efterfølgende beregninger, idet processen vævning, naturlig slette er opgjort i m² - mængden af tekstil i m² ændrer sig ikke. Der skal således anvendes 2,97 m² vævet tekstil, naturlig slette.

Vævning, naturlig slette

Processen er opgjort pr. m². Da mængden af tekstil i m² ikke ændres sig ved denne proces, selv om der optages slette ved processen, skal der anvendes 2,97 m² af denne proces.

Da der ved de to processer "Vævning, naturlig slette" og "Afsletning og blegning af PET/CO, jigger" henholdsvis tilføres og fjernes den samme mængde slette, er den indgående vægt af garnerne 0,877 kg. Der skal således anvendes 0,877 kg. af processen "Garnfremstil. (polyester/bomuld 65%/35%)".

Garnfremstilling:

Der skal anvendes 0,877 kg polyester/bomuldsgarn per arbejdsjakke. Der skal således anvendes 0,877 kg af denne proces – heraf 0,570 kg polyester og 0,307 kg bomuld.

For syntetiske fibre er spildet ca. 9%. Da garnet indeholder 65% polyester skal der anvendes $0,570 \text{ kg} / 0,91 = 0,626 \text{ kg}$ polyesterfibre. For kæmmet bomuld er spildet ca. 30% (i % af råbomuldsvægten). Det betyder, at der skal anvendes $0,307 \text{ kg} / 0,7 = 0,439 \text{ kg}$ bomuldsfibre per kg garn. Spildet af polyesterfibre er $0,626 - 0,570 = 0,056 \text{ kg}$, og spildet af bomuld er $0,439 - 0,307 = 0,132$.

Ind: $0,626 \text{ kg}$ polyesterfibre + $0,439 \text{ kg}$ bomuldsfibre = $1,065 \text{ kg}$ i alt
Ud: $0,877 \text{ kg}$ garn + $0,056 \text{ kg}$ polyesterfibre (affald) + $0,132 \text{ kg}$ bomuldsfibre (affald) = $1,065 \text{ kg}$ i alt.

Bomuldsfibre (incl dyrkning og høst)

Der skal anvendes $0,439 \text{ kg}$ af denne proces til en arbejdsjakke.

Polyester fibre

Der skal anvendes $0,626 \text{ kg}$ af denne proces til en arbejdsjakke.

Tilbehør

Lynlås af plast

Der anvendes $0,004 \text{ kg}$ lynlås af polyester.

Lynlås af messing

Der anvendes $0,040 \text{ kg}$ lynlås af messing.

Knap af messing

Der anvendes $0,036 \text{ kg}$ knapper af messing (10 af $3,6 \text{ g}$).

Transport

Alle transportafstande er anslæede. Se følgende tabel.

Transport	Mængde til én arbejdsjakke	Kg km
Materialer		
Transport af polyesterfibre fra Tyskland til spinderi i Polen	0,626 kg transporteres 1.000 km med lastbil	626 kg km med lastbil
Transport af bomuld fra dyrker i Kina til spinderi i Polen	0,439 kg transporteres 20.000 km med skib	8.780 kg km med skib
Transport af 2 lynlåse fra Tyskland til konfektionsvirksomhed i Polen	0,044 kg transporteres 1.000 km med lastbil	44 kg km med lastbil
Transport af knapper fra Tyskland til konfektionsvirksomhed i Polen	0,036 kg transporteres 1.000 km med lastbil	36 kg km med lastbil
Halvfabrikata		
Transport af garn fra spinderi i Polen til væveri i DK	0,877 kg transporteres 1.000 km med lastbil	877 kg km med lastbil
Transport af vævet metervare fra væveri til forbehandler og farveri, begge i DK	0,877 kg transporteres 200 km med lastbil	175 kg km med lastbil
Transport af farvet metervare fra DK til konfektionsvirksomhed i Polen	0,855 kg transporteres 1.000 km med lastbil	855 kg km med lastbil
Transport fra konfektionsvirksomhed i Polen til forretning i DK, lastbil (jake+emballage)	0,870 kg transporteres 1.000 km med lastbil	870 kg km med lastbil
Brugsfase		
Forbrugertransport*		3.443 kg km med varebil
Bortskaffelsesfase		
Transport af kasseret arbejdsjakke (med dagrenovation)	0,850 kg transporteres 50 km med lastbil	43 kg km med lastbil

* Forbrugertransport: Det antages, at forbrugeren får leveret arbejdsjakke af leverandør med varebil. Det antages, at leverandøren kører 50 km. (50 km*0,850 kg=42,5 kg km med lastbil). Da arbejdsjakken bruges og vaskes 40 gange i levetiden inkl uderes 40 gange 50 km transport hver vej af en arbejdsjakke fra virksomhed til vaskeri (40*50*2 km*0,850 kg = 3.400 kg km med varebil). Dvs. i alt 3.443 kg km med varebil.

Lastbil i alt: 3.526 kg km (Antages 33% bykørsel, 33% på landevej og 33% på motorvej). Varebil i alt: 3.443 kg km (Antages 33% bykørsel, 33% på landevej og 33% på motorvej).

Dvs. total transport:

Proces nr. i UMIPTEX-database	Navn på proces	Transport behov
O32715T98	Containerbåd, 2-t, 28000 DWT, TERMINERET	8.780 kg km med skib
O32695T98	Lastbil >16t, diesel bytrafik TERMINERET	1.175 kg km med lastbil
O32694T98	Lastbil >16t diesel landev. TERMINERET	1.175 kg km med lastbil
O32693T98	Lastbil, >16t diesel motorv. TERMINERET	1.175 kg km med lastbil
O32705T98	Varebil <3,5t diessel, by Termineret	1.148 kg km med varebil
O32697T98	Varebil <3,5t diessel, landevej Termineret	1.148 kg km med varebil
O32698T98	Varebil <3,5t diessel, motervej Termineret	1.148 kg km med varebil

Bilag 4: Bluse af viskose, nylon og elasthan

Blusen - sammenfatning og konklusioner

Indledningsvis er det væsentligt at fastslå følgende forhold vedr. datamangler for modellen, der ligger til grund for miljøvurderingen af blusen:

- Data for fremstilling af elasthanfibre har ikke været tilgængelige. I modellen er i stedet inkluderet en proces for elasthan, hvor der er anvendt UMIP-data for processen fremstilling af polyurethan (fleksibelt skum). Elasthan består af 85% polyurethan.
- Endvidere har det ikke været muligt indenfor projektets rammer at beregne effektfaktor for stoffet carbondisulfid, der anvendes ved fremstillingen af viskosefibre.

For generelle og ikke produktspecifikke forhold vedrørende datakvalitet af UMIPTEX-data henvises til kapitel 4.

Førstnævnte forhold vedr. datakvalitet vurderes ikke at have væsentligt betydning for resultatopgørelsen, idet:

- Elasthan kun indgår med en vægtandel på 5% af blusens totalvægt.
- Der ikke haves kendskab til, at fremstilling af elasthan giver anledning til emissioner af særligt betænkelige kemikalier i forhold til andre syntetiske fibre (som der haves data for).

Der er derimod næppe tvivl om, at manglende data for human- og øko- og persistent toksicitet for stoffet carbondisulfid kan have betydning for produktets samlede toksikologiske miljøprofil. Der anvendes og udledes forholdsvis store mængder ved fremstilling af viskose.

Grundet datamangler er det vanskeligt at trække sikre paralleller til case-gruppe I scenarier (T-shirt, træningsdragt og arbejdsjakke).

Det eneste forholdsvis sikre sammenligningsgrundlag er miljøprofilen for forbrug af primær energi. Denne er meget forskellig fra de tilsvarende for case-gruppe I produkterne. Energiforbruget til fiberfremstillingen er altdominerede. Sammenlignes med de tilsvarende figurer for hovedscenarierne for case-gruppe I produkterne, ses, at nok er fiberfremstillingen også meget væsentlig for disse; men brugsfasen (vask, tørring og strygning) har endnu større betydning.

For en producent, der ønsker at forbedre blusens miljøprofil, er budskabet derfor ganske klart: Der skal arbejdes med genbrug af fibermaterialet – og primært viskose.

Indledning

Livscyklusvurdering er en metode til identifikation og evaluering af miljømæssige effektpotentialer af et produkt eller en service fra vugge til grav. Metoden sætter brugeren i stand til at foretage en miljømæssig bedømmelse og rette fokus mod de væsentligste miljøbelastninger.

Livscyklusvurdering er en iterativ proces. Den første definition af formål og afgrænsning viser sig ofte at skulle revideres i løbet af arbejdet med vurderingen. Mængden af data, der er tilgængelige, sætter begrænsninger, og systemgrænserne ændres efterfølgende.

Den her anvendte metode til vurdering af produkter er "Udvikling af Miljøvenlige Industri Produkter", UMIP, og den tilhørende database og PC værktøj.

I tilknytning til den eksisterende UMIP-database er der i UMIPTEX-projektet udarbejdet branchespecifikke data til tekstilbranchen. Med udgangspunkt i de indsamlede data er der udarbejdet miljøvurderinger for tekstilprodukterne:

- En T-shirt af 100% bomuld
- En træningsdragt af nylon mikrofibre med bomuldsfor
- En arbejdsjakke af 65% polyester og 35% bomuld
- En bluse af viskose, nylon og elasthan
- En dug af bomuld
- Et gulvtæppe af nylon og polypropylen.

Disse miljøvurderinger har til formål at illustrere anvendelsesmulighederne i UMIPTEX-databasen ved brug af PC modelleringsværktøj og overordnet anvendelsen af UMIP-metoden.

Metode

De 6 case-historier er af meget varierende omfang. De kan opdeles i to hovedgrupper – med variationer indenfor de to hovedgrupper. De to hovedgrupper er:

- Gruppe I: T-shirten, træningsdragten og arbejdsjakken.
- Gruppe II: Blusen, dugen og gulvtæppet.

Gruppeinddelingen i I og II relaterer til omfanget af dataindsamlingen samt kvaliteten af data.

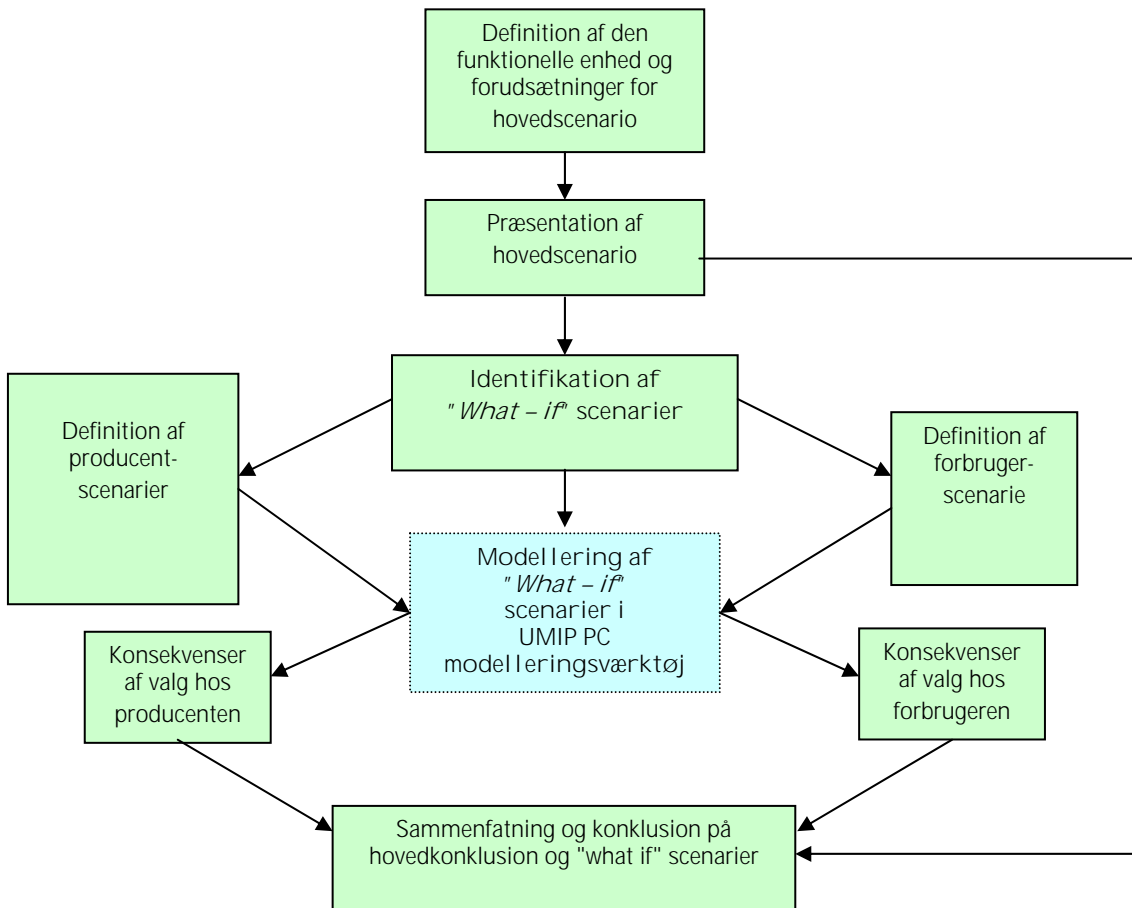
For gruppe I er det lykket at indsamle (og bearbejde) data for alle væsentlige processer. Dataene er af så god kvalitet, at disse tre produkter er valgt til at vise, hvor langt man kan komme med LCA på tekstiler, inkl. at illustrere samtlige relevante facetter ved UMIP-metoden.

Hver af de 3 gruppe I cases indeholder:

- Definition af funktionel enhed og referenceprodukt
- Modellering af hovedscenario

- Udarbejdelse af hhv. producent- og forbrugerreference
- Simulering af miljøkonsekvenser, forårsaget af valg truffet af hhv. producent og forbruger.

Arbejdet med disse cases har været opdelt i faser, som det fremgår af figur 4.1.



Figur 4.1 UMIPTEX casegruppe I flowdiagram

For gruppe II er det ikke lykkedes at komme helt i mål for alle delprocesser. Der er kun tale om 1-2 delprocesser for hvert produkt, hvor der er betydelige datamangler, men processerne vurderes at kunne have væsentlig betydning for den samlede LCA. Gruppe II case-historierne har derfor en helt anden karakter end gruppe I. Med gruppe II cases illustreres, at man godt kan fortælle en interessant og spændende "miljøhistorie", baseret på LCA (og UMIP), selv om man ikke er kommet ud i alle LCA-data-kroge. Denne situation vil man meget ofte komme i, når man arbejder med LCA. Der er dog en væsentlig forskel i denne UMIPTEX sammenhæng - der kan trækkes (og bliver trukket) på resultater fra de tre LCA'er fra case gruppe I - og dette løfter kvaliteten af case historierne.

Kommentarer til metode

Produktreferencer

What if simuleringerne er foretaget for at synliggøre konsekvenserne af mulige ændringer i produktets livsforløb. I visse af case-historierne er der defineret en særlig produktreference til producentscenarierne. Producenten har kun begrænset indflydelse på brugsfasen. Og for at tage hensyn til dette er der udarbejdet en produktreference til producentscenarierne, hvor kun en begrænset del af belastningerne fra brugsfasen er inkluderet i forhold til produktreferencen fra hovedscenariet. Dette er gjort, for at producenterne kan få et mere klart billede af produktionsfasens indflydelse på produktets miljøprofil i de opstillede "what if producent-scenarier".

Data

Hvad angår data, skal der gøres opmærksom på, at validiteten af dataene inkluderet i databasen varierer, afhængigt af hvilke processer der er i betragtning.

I UMIPTEX-databasen er der ikke direkte taget højde for denne forskel, men der er defineret et repræsentativt leje for dataene. Derfor er dataene meget generelle og ikke nødvendigvis repræsentative for alle livscyklusvurderinger. Nogle processer er mere præcise, som f.eks. udvinding af råolie til nylon (nylon indgår i blusen). Denne proces hører til de mere veldokumenterede, både hvad angår arbejdsulykker og ressourceforbrug.

I produktionen stammer dataene primært fra danske virksomheder. Begrænsningerne ligger her i antallet af involverede virksomheder. F.eks. er der kun foretaget grundige undersøgelser af et enkelt reaktivfarvestof (farvning af viskose-delen af blusen). Dette stof repræsenterer hele gruppen af farvestoffer trods de store forskelle, der kan forekomme.

En stor del af miljøbelastningerne stammer fra forbruget af elektrisk energi. De data, der på nuværende tidspunkt anvendes i databasen, stammer fra UMIP-databasen og har referenceår 1990. Der er undersøgelser i gang på området for at få opdateret denne del af databasen. Det er væsentligt at bemærke, at denne livscyklusanalyse er udført ved brug af dataene fra 1990 i alle processer, der forbruger elektrisk energi.

Specielt for nærværende produkt har data for fremstilling af elasthan fibre ikke været tilgængelige. Der er dog i modellen inkluderet en proces for elasthan, hvor der er anvendt UMIP-data for processen fremstilling af polyurethan (fleksibelt skum). Elasthan består af 85% polyurethan. Endvidere har det ikke været muligt inden for projektets budgetrammer at beregne effektfaktor for stoffet carbondisulfid, der anvendes ved fremstillingen af viskosefibre. Disse forhold vedr. datakvalitet betyder, at der for denne case er fokuseret på primær energi og miljøeffekter for hovedscenariet. Det diskuteres, hvilken betydning manglende data har for resultatopgørelsen for hovedscenariet. Endvidere bliver der draget relevante paralleller til scenarierne i de tre gruppe I cases.

Blusen

Produktbeskrivelse: Blusen består af 70% viskose, 25% nylon og 5% elasthan. Vurderingen inkluderer ikke flerfarvede mønstre eller print på produktet.

Funktionel enhed

Den vurderede ydelse kan beskrives i en "funktionel enhed", bestående af en kvalitativ og en kvantificeret beskrivelse herunder levetiden af produktet. Den kvalitative beskrivelse skal definere kvalitetsniveauet for ydelsen, så produkter kan sammenlignes på et rimeligt ensartet kvalitetsniveau. Den kvantitative beskrivelse skal fastlægge ydelsens størrelse og varighed.

I dette projekt er den funktionelle enhed defineret til:

"25 dages brug af bluse, fordelt over et år"

Vedligeholdelsen er antaget at bestå i en vask ved 40°C. Det antages, at 25 dage svarer til det antal dage, en forbruger er iført blusen i løbet af 1 år. Nogle forbrugere har et helt andet forbrug af bluser. Nogle går næsten ikke med bluser, mens andre hyppigt skifter bluser pga. mode. Blusen kan derfor blive kasseret pga. skift i moden, længe før den bliver kasseret pga. slitage.

Referenceprodukt og hovedscenarie

Referenceproduktet er et produkt, der opfylder en funktionel enhed. Her er der valgt en farvet bluse af viskose, nylon og elasthan.

Beregningerne foretages for "1 bluse", dette skal omregnes i forhold til levetiden, og beregningerne skal omregnes til "per år".

Det er antaget, at blusen kan vaskes 25 gange før den kasseres.

Det er antaget, at forbrugeren har blusen på 25 dage per år.

Det er antaget, at blusen bruges 1 dag, hvorefter den vaskes.

Hvis blusen vaskes efter hver brug, svarer 25 dages brug af blusen til, at man bruger blusen fuldstændigt op på et år – eller, mere sandsynligt – at man har 5 bluser, der tilsammen holder i 5 år.

Følgende forudsætninger er gældende for vurderingen og inkluderes derfor i modelleringen af hovedscenariet.

Forudsætninger for vurderingen

- Blusen er strikket af 70% viskose, 25 % nylon og 5% elasthan.
- Viskose farves med reaktivfarvestoffer.
- Nylon farves med syrefarvestoffer.
- Elasthan farves som nylon.
- Vask 40°C.
- Tørres på tørresnor.
- Strygning unødvendig.
- Levetid: 25 gange vask.
- Vægt: I denne miljøvurdering er det antaget, at blusen vejer 200 gram og 125 g per m².

En uddybende beskrivelse af inkluderede processer, beregninger af mængder, spild m.m. findes i afsnittet "Baggrundsdata".

Produktsystem

Materialefase

Fiberfremstilling

Produktionsfase

Garnfremstilling

Strikning

Forbehandling

Farvning

Efterbehandling

Konfektion

Brugsfase

Vask

Hængetørring

Strygning

Bortskaffelsesfase

Bortskaffelse

Transportfase

Transport

Figure 4.2 Livscyklus, flow og faser

I det følgende vil alle faser af blusens livsforløb blive beskrevet fra råvareudvinding gennem produktion til konfektioneringen af den færdige bluse.

Råvarefremstilling

Viskosefibre, som udgør 70% af vægten af blusen, tilhører gruppen af regenererede fibre. De regenererede fibre laves på grundlag af naturens egne kemiske forbindelser – for viskoses vedkommende (og en lang række andre fibertyper som lyocell og acetat) af cellulose. Cellulose kan bl.a. udvindes af træ, bomuldsaffald og ligende plantedele med højt celluloseindhold.

Nylon, som udgør 25% af vægten af blusen, og elasthan, som udgør 5 %, tilhører gruppen af syntetiske fibre og produceres på basis af råolie og naturgas, der gennem en række kemiske processer omdannes til plast. Råvaren er en begrænset ressource, og produktionen kan medføre påvirkning af mennesker og miljø på lokalt, regionalt og globalt niveau. Under forarbejdningen til fiber tilsættes som regel smøremidler i form af spindeolie og antistatiske midler. Eventuelt tilsættes bakterie- og svampedræbende midler.

Data for fremstilling af elasthanfibre har ikke været tilgængelige. Der er dog i modellen inkluderet en proces for elasthan, hvor der er anvendt UMIP-data for processen fremstilling af polyurethan (fleksibelt skum). Elasthan består af 85% polyurethan. Endvidere har det ikke været muligt inden for projektets budgetrammer at beregne effektfaktor for stoffet carbondisulfid, der anvendes ved fremstillingen af viskose fibre.

Produktion af blusen

Produktionen er opdelt i flere delprocesser: Garnfremstilling, strikning, forbehandling, farvning, efterbehandling, konfektionering og distribution.

Garnfremstilling

Da blusen udelukkende består af kunstigt fremstillede fibre, er der ikke altid, som f.eks. i forbindelse med fremstilling af tekstiler af bomuld, behov for en egentlig garnfremstillingsproces. Dette antages i modellen – garnerne fås direkte fra fiberproducenten og går direkte til processen strikning.

Distribution

Blusen pakkes i polyesterposer og sidst på en træpalle, hvorefter den distribueres til detailhandelleverandørerne i hele Danmark.

Brugsfase

Forbruget af vaske- og blødgøringsmidler med deraf følgende udledning af bl.a. detergenter og næringssalte medfører mulige lokale og regionale effekter i vandmiljøet.

Transport

Transportformen, når blusen hentes fra butikken og til hjemmet, er ligeledes vigtig i forbindelse med den samlede miljøprofil af produktet. Valgmuligheder som kørsel i bil, offentlige transportmidler eller cykel gør en væsentlig forskel i denne del af produktets livsforløb.

Bortskaffelsesfasen

Tekstiler må ikke deponeres, men skal ved endelig bortskaffelse brændes, hvorved energiindholdet udnyttes og erstatter ikke-fornyelige energikilder som olie og naturgas. I nogle tilfælde vil den brugte bluse blive genbrugt i et tredjeverdens land. Der er i disse tilfælde ikke mulighed for at udnytte energi ved afbrænding i Danmark.

Hovedscenarie - resultater

De allerede nævnte forhold vedr. datakvalitet betyder, at resultaterne der præsenteres i nedenstående to underafsnit skal tages med forbehold. Kommentarerne til figurerne er neutrale – dvs. der kommenteres på baggrund af, hvad der kan læses ud af dem, som de ser ud. I det efterfølgende afsnit (What-if diskussion) diskuteres bl.a. betydning af manglende data for resultatopgørelsen.

Resultatopgørelsen af hovedscenariet er her præsenteret processpecifikt. De negative bidrag, der optræder i enkelte processer skyldes estimerede genbrugspotentialer og bidrag til miljøeffektpotentialer. Bidragene kan i de pågældende processer allokeres til andre produkter og figurerer derfor som negative bidrag i opgørelsen af blusens miljøprofil.

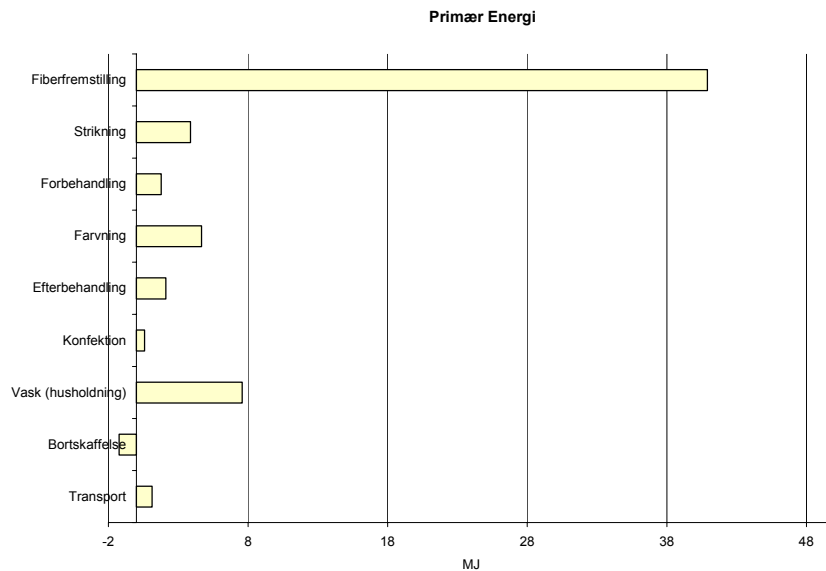
Værdierne på de fire figurer kan ikke umiddelbart sammenlignes, da enheden ikke er ens for de fire kategorier. Forbruget af primærenergi er opgjort i mega joule, MJ. Miljøeffektpotentialerne er præsenteret som milli person ækvivalenter og kan sammenlignes direkte. Milli person ækvivalenter er beregnet som den målsatte belastning for år 2000. Ved vægtning baseres vægtningsfaktorerne på globale (w) eller danske (DK) udledninger i år 2000.

Forbrug af primær energi

Forbruget af primærenergi afspejler, hvilke processer der kræver meget elektrisk energi eller opvarmning af luft eller vand i forbindelse med div. processer.

Af figur 4.3 (forbrug af primærenergi pr. funktionel enhed) ses, at det primært er fiberfremstillingen, der tegner sig for et stort forbrug af energi, grundet energiforbruget til industriel fremstilling af de kunstige fibre. Det er primært fremstilling af viskosefibre, der vejer tungt. Primært fordi de indgår med 70% af den totale vægt af blusen. Men også fordi beregninger ved anvendelse af de oprindelige UMIP-data viser, at der skal anvendes 196 MJ primærenergi per kg viskosefibre, hvilket er ca. en faktor 2 større end f.eks. polyesterfibre. Tallet er ca. 30% større, end det er angivet flere steder i litteraturen. UMIP kontrolberegninger viser, at det primært er forhold vedrørende energiindholdet i træ (grundmaterialet ved fremstilling af viskose), der er uoverensstemmelse om. Konklusionen på kontrolberegningerne er, at det korrekte tal er 196 MJ/kg.

I brugsfasen er det elektricitetsforbruget til vask, der er årsag til belastningen. Ved afbrænding af blusen på et forbrændingsanlæg genvindes en mængde energi, der godskrives i energiregnskabet.

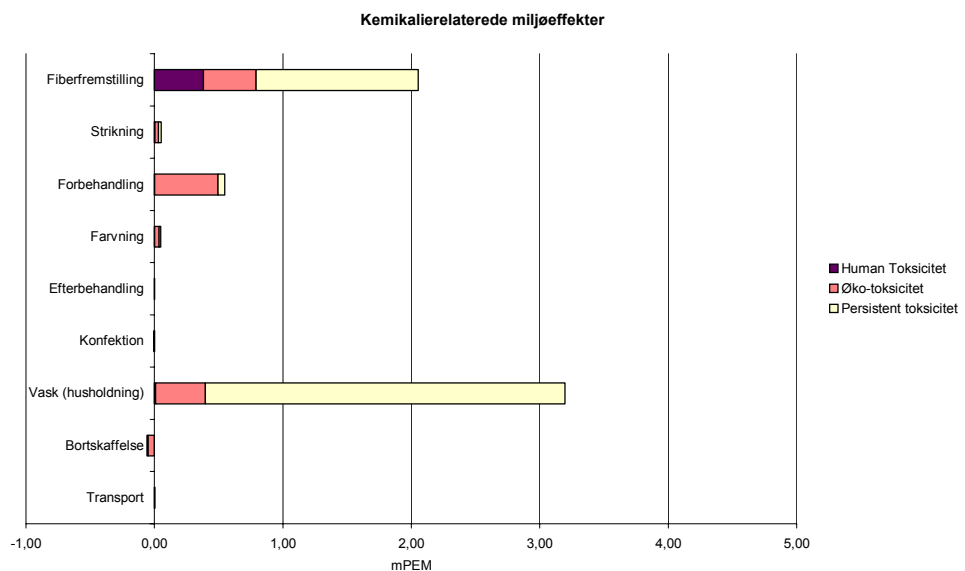


Figur 4.3 Forbrug af primær energi pr. funktionel enhed

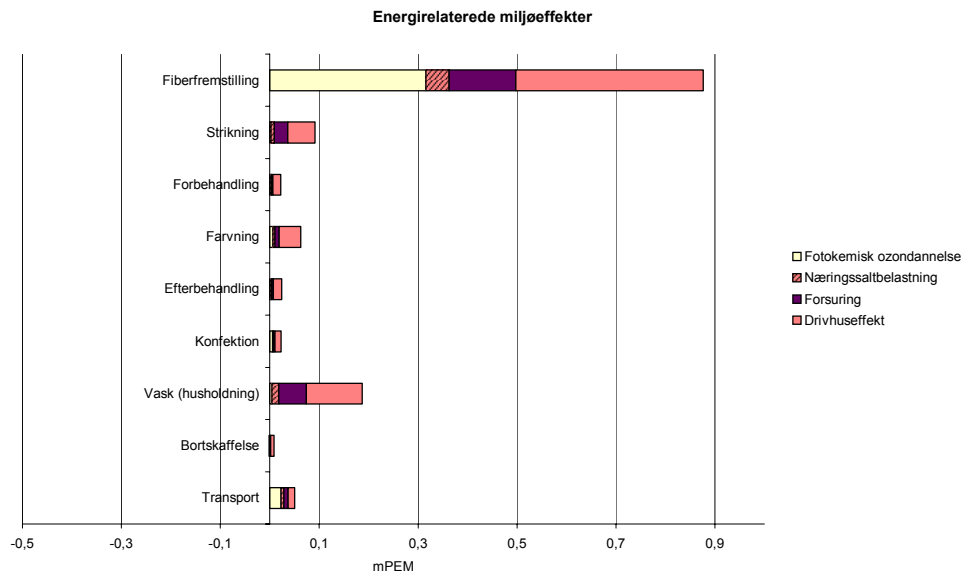
Miljøeffekt potentialer

Af figur 4.4 (toksikologiske miljøeffektpotentialer pr. funktionel enhed), figur 4.5 (energirelaterede miljøeffekter pr. funktionel enhed) og figur 4.6 (miljøeffekter, affald pr. funktionel enhed) ses, at bidragene til miljøeffektpotentialerne fortrinsvis stammer fra processerne fiberfremstilling og vask.

I brugsfasen er det primært detergenter i vaskemidlet, der giver udslag som potentiel persistent toksicitet. Det er antaget, at ingen brugere tilsætter blodgøringsmiddel ved vask, hvorfor tallet formentlig ikke svarer til de faktiske forhold i de private, danske husholdninger.

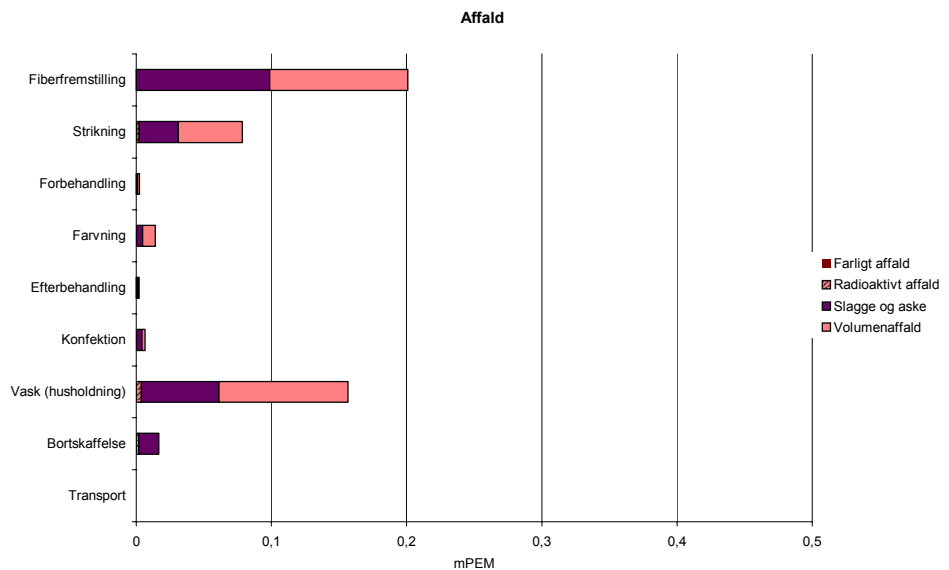


Figur 4.4 Toksikologiske miljøeffektpotentialer pr. funktionel enhed



Figur 4.5 Energirelaterede miljøeffekter pr. funktionel enhed

De energirelaterede miljøeffektpotentialer skyldes primært afbrændingen af fossile brændsler.



Figur 4.6 Miljøeffekter, affald pr. funktionel enhed

Bidragene til affaldskategorierne vist i figuren stammer hovedsagelig fra produktionen af el. De er begrænset i størrelsesorden set i forhold til de ovenstående effektkategorier.

What-if diskussion

I dette afsnit vil det blive diskuteret, hvilken betydning manglende data har for resultatopgørelsen for hovedscenariet. Endvidere vil der blive draget relevante paralleller til scenarierne i de tre gruppe I cases (jvf. afsnittet om Metode).

Betydningen af datamangler for resultatopgørelsen

Som allerede nævnt har data for fremstilling af elasthanfibre har ikke været tilgængelige, og der er ikke inkluderet effektfaktor for stoffet carbondisulfid.

Da elasthan kun indgår med en vægtandel på 5% af blusens totalvægt, og da der ikke haves kendskab til, at fremstilling af elasthan giver anledning til emissioner af særligt betænkelige kemikalier i forhold til andre syntetfibre, vurderes dette ikke at have væsentligt betydning for resultatopgørelsen.

Da alle andre relevante energidata således er medtaget i modellen, vurderes manglende data ikke at have betydning for udseendet af figur 4.3 – forbrug af primær energi.

Tilsvarende gælder for figur 4.4 og 4.5, der primært for UMIPTEX vedrører miljøeffekter som følge af forbrug af energi.

Der er derimod næppe tvivl om, at manglende data for human- og øko- og persistent toksicitet for stoffet carbondisulfid kan have betydning for udseendet af figur 4-6. Det anvendes og udledes i forholdsvis store mængder ved fremstilling af viskose.

Paralleller til case-gruppe I scenarier

Grundet datamangler er det vanskeligt at trække sikre paralleller til case-gruppe I scenarier (T-shirt, træningsdragt og arbejdsjakke).

Det eneste forholdsvis sikre sammenligningsgrundlag er udseendet af figur 4.3 – forbrug af primær energi. Denne er meget forskellig fra de tilsvarende for case-gruppe I produkterne. Energiforbruget til fiberfremstillingen er altdominerede. Sammenlignes med de tilsvarende figurer for hovedscenarierne for case-gruppe I produkterne, ses, at nok er fiberfremstillingen også meget væsentlig for disse; men brugsfasen (vask, tørring og stryging) har endnu større betydning.

For en producent, der ønsker at forbedre blusens miljøprofil, er budskabet derfor ganske klart: Der skal arbejdes med genbrug af fibermaterialet – og primært viskose.

Baggrundsdata

Systemstruktur i UMIPTEX-databasen for blusen

De angivne numre i højre kolonne i tabellen refererer til de ID-numre, som er anvendt i det oprindelige UMIP-PC-værktøj.

	Ref. nr. UMIPTEX-databasen
1 stk. Bluse, farvet (viskose/nylon/elasthan)	(TX0-01)
1 stk. Bluse – Materiale fase: 0,158 kg Viskose fibre 0,056 kg Polyamid 6.6. fibre (nylon) 0,011 kg Elasthan fibre	(TX6-1-05) (TX1-03) (TX1-06) (TX1-08)
1 stk. Bluse – Produktionsfase: 1 stk. Bluse – Strikning 0,222 kg Rundstriking, Bluse 1 stk. Bluse – Forbehandling 0,222 kg forbehandling af syntetiske strikvarer (bluse) 1 stk. Bluse – Farvning 0,222 kg Farvning af viskose/nylon/elasthan-tekstil 1 stk. Bluse – Efterbehandling 0,222 kg Tørring, slutfiksering+indst af m ² vægt (bluse) 1,8 m ² metervare-eftersyn + oprulning på paprør (bluse) 1 stk. Bluse – Konfektionering 1 stk. Bluse – Oplægning, tilskæring og syning 1 stk. Bluse – Pakning	(TX6-2-18) (TX6-2-30) (TX22-1-03) (TX6-2-31) (TX24-1-04-01) (TX6-2-32) (TX25-04) (TX6-2-33) (TX27-3-06-03) (TX27-3-08-06-03) (TX6-2-34) (TX28-1-04) (TX28-2-03-04) (TX6-3-03) (TX33-1-101) (TX33-2-9) (TX6-4-03) (TX41-1-03) (TX41-1-05) (TX41-1-07)
1 stk. Bluse – Brugsfase 5 kg Husholdningsvask, 40 °C, normal u. forvask 5 kg Hænge/dryp/ligge-tørring efter vask 1 stk. Bluse – Bortskaffelsesfase 0,140 kg Affaldsforbrænding af viskose 0,050 kg Affaldsforbrænding af polyamid (nylon) 0,010 kg Affaldsforbrænding af Elasthan	(TX6-5-03) (E32751) (O32694T98) (O32695T98) (O32693T98)
1 stk. Bluse – Transportfase 0,01 kg benzin forbrændt i benzinmotor 234 kgkm Lastbil > 16 t diesel landev. Termineret 234 kgkm Lastbil > 16 t diesel bytrafik Termineret 234 kgkm Lastbil > 16 t diesel moterv. Termineret	

Detaljer vedr. bluse modellen i UMIPTEX-databasen

Forudsætninger:

- Blusen er strikket af 70% viskose, 25 % nylon og 5% elasthan.
- Viskose farves med reaktivfarvestoffer.
- Nylon farves med syrefarvestoffer.
- Elasthan farves som nylon.
- Vask 40°C.
- Tørres på tørresnor.
- Strygning unødvendig.
- Levetid: 25 gange vask.
- Vægt: I denne miljøvurdering er det antaget, at blusen vejer 200 gram og 125 g per m².

Funktionel enhed

For blusen er den funktionelle enhed defineret til:

"25 dages brug af bluse, fordelt over et år"

Vedligeholdelsen er antaget at bestå i en vask ved 40°C. Det antages, at 25 dage svarer til det antal dage, en forbruger er iført blusen i løbet af 1 år. Nogle forbrugere har et helt andet forbrug af bluser. Nogle går næsten ikke med bluser, mens andre hyppigt skifter bluser pga. mode. Blusen kan derfor blive kasseret pga. skift i moden, længe før den bliver kasseret pga. slitage.

Beregningerne foretages for "1 bluse", dette skal omregnes i forhold til levetiden, og beregningerne skal omregnes til "per år".

Det er antaget, at blusen kan vaskes 25 gange før den kasseres.

Det er antaget, at forbrugeren har blusen på 25 dage per år.

Det er antaget, at blusen bruges 1 dag, hvorefter den vaskes.

Hvis blusen vaskes efter hver brug, svarer 25 dages brug af blusen til, at man bruger blusen fuldstændigt op på et år – eller, mere sandsynligt – at man har 5 bluser, der tilsammen holder i 5 år.

Bortskaffelse:

Det antages, at blusen sælges i Danmark og bortskaffes ved affaldsforbrænding. Det betyder, at der skal afbrændes henholdsvis 140, 50, og 10 gram viskose, nylon og elasthan.

Husholdningsvask:

Det antages, at blusen vaskes 25 gange i sin levetid. Det betyder, at der skal vaskes $0,2 \text{ kg} * 25 = 5 \text{ kg}$ i blusens levetid. Dvs. viskose: $0,14 \text{ kg} * 25 = 3,5 \text{ kg}$ + Nylon og elasthan (syntetisk) : $0,06 \text{ kg} * 25 = 1,5 \text{ kg}$. Vaskes ved 40°C normal u. forvask.

Tørring:

Det antages, at blusen bliver tørret på tørresnor. Det er ligeledes 5 kg.

Pakning af bluse:

Det antages, at blusen pakkes i en tynd plastpose. Det antages, at plastposen vejer 10 gram.

Oplægning, tilskæring og syning af bluse:

Der haves ingen virksomhedsdata for en bluse. Der er oprettet en ny proces: "Bluse - Oplægning, tilskæring og syning af bluse. TX28-1-04. Processen beregnes "per bluse". Der antages, at energiforbruget er det samme som for en dug (hvor der haves virksomhedsdata).

Ifølge Laursen et al. 1997 er spildet 6-25%. For en bluse antages det, at spildet er 10%, da en bluse er noget af det mest enkle, hvad angår opskæring og syning. Det betyder, at der skal bruges $0,20 \text{ kg} / (1-0,1) = 0,222 \text{ kg}$ tekstil. Det er antaget, at spildet kasseres (forbrændes på affaldsforbrændingsanlæg).

Metervare-eftersyn og oprulning på paprør:

Der haves ingen virksomhedsdata for strikket metervare til en bluse. Det antages, at data er de samme som for vævet metervare til en dug. Derfor bruges data fra proces nr. TX27-3-08-06. Mængde: Se forrige proces: 0,222

kg godkendt tekstil efter metervare-eftersynet. Det antages, at spildet for denne proces er ubetydeligt.

Der skal således produceres 0,222 kg tekstil (tørret og slutfikseret).

Tørring, slutfiksering og indstilling af kvadratmetervægt:

Som nævnt ovenfor skal der anvendes 0,222 kg tekstil per bluse. Det svarer til 1,8 m² tekstil (tørret og slutfikseret) per bluse med en vægt på 125 gram per m².

Det antages, at spildet for denne proces er ubetydeligt. Det betyder, at der skal bruges 0,222 kg farvet tekstil.

Farvning af viskose/nylon/elasthan-tekstil:

Der skal bruges 0,222 kg af denne proces per bluse. Der er ikke spild af tekstil i processen.

Forbehandling af synt. vævede metervarer :

Kun vask. Ingen blegning. Det antages, at spildet for denne proces er ubetydeligt. Der skal derfor bruges 0,222 kg af denne proces.

Strikning:

Der skal strikkes 0,222 kg tekstil per bluse.

Der anvendes 1,015 kg garn per kg rundstrikket tekstil. Der skal derfor anvendes 0,225 kg garn per bluse. Spildet bortskaffes ved forbrænding.

Viskosefibre

Der skal bruges 0,225*0,70 kg (blusen består af 70% viskose) af denne proces (0,158 kg). Bemærk, at der i forhold til bomuld ikke er nogen garnfremstilling, idet der anvendes filamentgarner, der fås direkte fra fiberproducenten.

Polyamid 6.6 fibre (nylon)

Der skal bruges 0,225*0,25 kg (blusen består af 25% nylon) af denne proces (0,056 kg). Bemærk, at der i forhold til bomuld ikke er nogen garnfremstilling, idet der anvendes filamentgarner, der fås direkte fra fiberproducenten.

Elasthanfibre

Der skal bruges 0,225*0,05 kg (blusen består af 5% elasthan) af denne proces (0,011 kg). Bemærk, at der i forhold til bomuld ikke er nogen garnfremstilling, idet der anvendes filamentgarner, der fås direkte fra fiberproducenten.

Transport

Alle transportafstande er anslåede. Se følgende tabel.

Transport	Mængde til én bluse	Kg km
Transport af viskosefibre fra fiberproducent i Tyskland (D) til strikkeri i Danmark (DK)	0,158 kg transporteres 1000 km med lastbil	158 kg km med lastbil
Transport af nylonfibre fra fiberproducent i D til strikkeri i DK	0,056 kg transporteres 1000 km med lastbil	56 kg km med lastbil
Transport af elasthanfibre fra fiberproducent i D til strikkeri i DK	0,011 kg transporteres 1000 km med lastbil	11 kg km med lastbil
Transport af metervare fra strikkeri til farveri, begge i DK	0,222 kg transporteres 200 km med lastbil	44,4 kg km med lastbil
Transport af farvet metervare fra farveri i DK til konfektionsvirksomhed i Polen	0,222 kg transporteres 1000 km med lastbil	222 kg km med lastbil
Transport fra konfektionsvirksomhed i Polen til forretning i DK, lastbil	0,200 kg transporteres 1000 km med lastbil	200 kg km med lastbil
Forbrugertransport*		0,02 kg benzin
Transport af kasseret bluse (med dagrenovation)	0,200 kg transporteres 50 km med lastbil	10 kg km med lastbil

* Forbrugertransport: Det antages, at forbrugeren kører i byen med bil for at købe 1 bluse og køber for 5,8 kg andre varer. Det antages, at forbrugeren kører 10 km, og at bilen kører 12 km per liter. Det betyder, at der bruges ca. 0,83 liter benzin (= 0,61 kg benzin, da benzin vejer ca. 0,73 kg per liter). Heraf allokeres $0,61 \cdot 0,2/6$ til dugen, dvs. 0,02 kg benzin.

Lastbil i alt: 701,4 kg km (Antages 33% bykørsel, 33% på landevej og 33% på motorvej). Dvs. total transport:

Proces nr. i UMIPTEX-database	Navn på proces	Transport behov
O32695T98	Lastbil >16t, diesel bytrafik TERMINERET	234 kg km med lastbil
O32694T98	Lastbil >16t diesel landev.TERMINERET	234 kg km med lastbil
O32693T98	Lastbil, >16t diesel motorv.TERMINERET	234 kg km med lastbil
E32751	Benzin forbrændt i benzinmotor	0,02 kg benzin

Bilag 5: Dug - bomuld og smudsafvisende

Dugen - sammenfatning og konklusioner

Indledningsvis er det væsentligt at fastslå følgende forhold vedr. datamangler for modellen, der ligger til grund for miljøvurderingen af dugen:

- Kemikalieemissioner til luft ved tørring efter pigmenttryk har vist sig vanskeligt at håndtere. Kun emissioner af formaldehyd er medtaget i modellen.
- Tilsvarende gælder for kemikalieemissioner til vand ved vask af trykkeriudstyr.
- Endvidere har det ikke været muligt at skaffe data, der har muliggjort en beregning af effektfaktor for et centralt efterbehandlingskemikalie.

Da alle relevante energidata er medtaget i modellen, har manglende data ingen betydning for udseendet for opgørelsen af forbrug af primær energi og energirelaterede miljøeffekter.

Der er derimod noget usikkert, hvilken betydning manglende data for mængder og human- og økotoksicitet for ovennævnte har for opgørelsen af de kemikalierelaterede miljøeffekter. Det vurderes dog, at fiberfremstilling af bomuld ville være meget dominerende for disse effekter.

For generelle og ikke produktspecifikke forhold vedrørende datakvalitet af UMIPTEX-data henvises til kapitel 4.

Sammenfattende og ved en sammenligning med case for T-shirten kan konkluderes, at dugen og T-shirten tilhører samme produktfamilie.

De overordnede konklusioner på mange af de scenarier for T-shirten, der relaterer sig til forbrug af energi og toksikologiske miljøeffekter, kan derfor overføres til dugen.

I hovedscenariet identificeres de væsentligste bidrag til de kemikalierelaterede miljøeffektpotentialer at stamme fra dyrkningen af bomuld.

Overordnet indikerer resultatopgørelsen, at det er forbrugeren der har de bedste muligheder for at påvirke produktets samlede miljøprofil. Det skyldes den dominerende brugsfase. Forbrugsmønstre og miljøbevidsthed hos den enkelte forbruger er derfor afgørende, dvs. kendskab til miljømærkning af produkter i kombination med gode vaner som:

- minimalt brug af vaskemiddel
- ingen brug af skyllemiddel
- ingen strygning.

Producenten har hovedsagelig mulighed for at påvirke dugens miljøprofil gennem materialevalg – valg af økologisk bomuld. Ved at opfylde europæiske og skandinaviske miljømærkekriterier og opnå mærkningsgodkendelse kan producenten signalere til den bevidste forbruger, at det pågældende produkt er miljømæssigt forsvarligt produceret.

Indledning

Livscyklusvurdering er en metode til identifikation og evaluering af miljømæssige effektpotentialer af et produkt eller en service fra vugge til grav. Metoden sætter brugeren i stand til at foretage en miljømæssig bedømmelse og rette fokus mod de væsentligste miljøbelastninger.

Livscyklusvurdering er en iterativ proces. Den første definition af formål og afgrænsning viser sig ofte at skulle revideres i løbet af arbejdet med vurderingen. Mængden af data, der er tilgængelige, sætter begrænsninger, og systemgrænserne ændres efterfølgende.

Den her anvendte metode til vurdering af produkter er ”Udvikling af Miljøvenlige Industri Produkter”, UMIP, og den tilhørende database og PC værktøj.

I tilknytning til den eksisterende UMIP-database er der i UMIPTEX-projektet udarbejdet branchespecifikke data til tekstilbranchen. Med udgangspunkt i de indsamlede data er der udarbejdet miljøvurderinger for tekstilprodukterne:

- En T-shirt af 100% bomuld
- En træningsdragt af nylon mikrofibre med bomuldsfor
- En arbejdsjakke af 65% polyester og 35% bomuld
- En bluse af viskose, nylon og elasthan
- En dug af bomuld
- Et gulvtæppe af nylon og polypropylen.

Disse miljøvurderinger har til formål at illustrere anvendelsesmulighederne i UMIPTEX-databasen ved brug af PC modelleringsværktøj og overordnet anvendelsen af UMIP-metoden.

Metode

De 6 case-historier er af meget varierende omfang. De kan opdeles i to hovedgrupper – med variationer indenfor de to hovedgrupper. De to hovedgrupper er:

- Gruppe I: T-shirten, træningsdragten og arbejdsjakken.
- Gruppe II: Blusen, dugen og gulvtæppet.

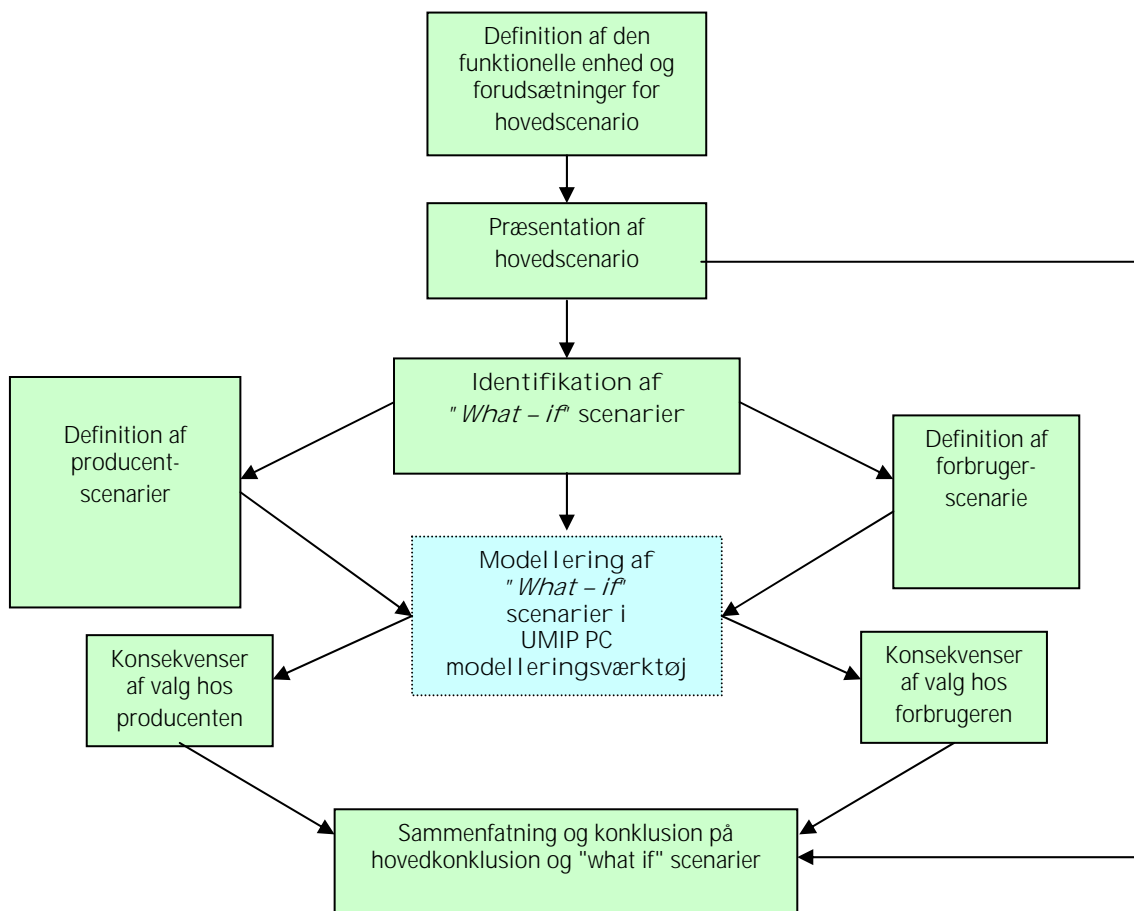
Gruppeinddelingen i I og II relaterer til omfanget af dataindsamlingen samt kvaliteten af data.

For gruppe I er det lykket at indsamle (og bearbejde) data for alle væsentlige processer. Dataene er af så god kvalitet, at disse tre produkter er valgt til at vise, hvor langt man kan komme med LCA på tekstiler, inkl. at illustrere samtlige relevante facetter ved UMIP-metoden.

Hver af de 3 gruppe I cases indeholder:

- Definition af funktionel enhed og referenceprodukt
- Modellering af hovedscenario
- Udarbejdelse af hhv. producent- og forbrugerreference
- Simulering af miljøkonsekvenser, forårsaget af valg truffet af hhv. producent og forbruger.

Arbejdet med disse cases har været opdelt i faser, som det fremgår af figur 5.1.



Figur 5.1 UMIPTEX casegruppe I flowdiagram

For gruppe II er det ikke lykkedes at komme helt i mål for alle delprocesser. Der er kun tale om 1-2 delprocesser for hvert produkt, hvor der er betydelige datamangler, men processerne vurderes at kunne have væsentlig betydning for den samlede LCA. Gruppe II case-historierne har derfor en helt anden karakter end gruppe I. Med gruppe II cases illustreres, at man godt kan fortælle en interessant og spændende "miljøhistorie", baseret på LCA (og UMIP), selv om man ikke er kommet ud i alle LCA-data-krogene. Denne situation vil man meget ofte komme i, når man arbejder med LCA. Der er dog en væsentlig forskel i denne UMIPTEX sammenhæng - der kan trækkes

(og bliver trukket) på resultater fra de tre LCAer fra case gruppe I – og dette løfter kvaliteten af case historierne.

Kommentarer til metode

Produktreferencer

What-if simuleringerne er foretaget for at synliggøre konsekvenserne af mulige ændringer i produktets livsforløb. I visse af case-historierne er der defineret en særlig produktreference til producentscenarierne. Producenten har kun begrænset indflydelse på brugsfasen. Og for at tage hensyn til dette er der udarbejdet en produktreference til producentscenarierne, hvor kun en begrænset del af belastningerne fra brugsfasen er inkluderet i forhold til produktreferencen fra hovedscenariet. Dette er gjort, for at producenterne kan få et mere klart billede af produktionsfasens indflydelse på produktets miljøprofil i de opstillede "what-if producent-scenarier".

Data

Hvad angår data, skal der gøres opmærksom på, at validiteten af dataene inkluderet i databasen varierer, afhængigt af hvilke processer der er i betragtning. En global proces som dyrkning og høst af bomuld er behæftet med en betragtelig usikkerhed. Dette skyldes, at bomuld produceres i lande der varierer meget i udviklingsgrad. Eksempelvis varierer produktionen væsentligt mellem Sydamerika og USA pga. store forskelle i brug af pesticider, høstudbytte og lign.

I UMIPTEX-databasen er der ikke direkte taget højde for denne forskel, men der er defineret et repræsentativt leje for dataene. Derfor er dataene meget generelle og ikke nødvendigvis repræsentative for alle livscyklusvurderinger. Andre processer er mere præcise, som f.eks. udvinding af råolie til nylon. Denne proces hører til de mere veldokumenterede, både hvad angår arbejdsulykker og ressourceforbrug.

I produktionen stammer dataene primært fra danske virksomheder. Begrænsningerne ligger her i antallet af involverede virksomheder. F.eks. er der kun foretaget grundige undersøgelser af et enkelt reaktivfarvestof og et syrefarvestof. Disse to stoffer repræsenterer hele gruppen af farvestoffer trods de store forskelle, der kan forekomme.

En stor del af miljøbelastningerne stammer fra forbruget af elektrisk energi. De data, der på nuværende tidspunkt anvendes i databasen, stammer fra UMIP-databasen og har referenceår 1990. Der er undersøgelser i gang på området for at få opdateret denne del af databasen. Det er væsentligt at bemærke, at denne livscyklusanalyse er udført ved brug af dataene fra 1990 i alle processer, der forbruger elektrisk energi.

Specielt for nærværende produkt har kemikalieemissioner til luft ved tørring efter pigmenttryk vist sig vanskelige at håndtere. Kun emissioner af formaldehyd er medtaget i modellen. Tilsvarende gælder for kemikalieemissioner til vand ved vask af trykkeriudstyr. Endvidere har det ikke været muligt at skaffe data, der har muliggjort en beregning af effektfaktor for et centralt efterbehandlingskemikalie.

Disse forhold vedr. datakvalitet betyder, at der for denne case er fokuseret på primær energi og miljøeffekter for hovedscenariet. Det diskuteres, hvilken betydning manglende data har for resultatopgørelsen for hovedscenariet.

Endvidere bliver der draget relevante paralleller til scenarierne i de tre gruppe I cases.

Dugen

Produktbeskrivelse: Dugen består af 100% bomuld. Dugen er trykt med pigmenter og har fået en efterbehandling, der gør, at den er nem at vedligeholde. Ofte kan rengøringen klares med en våd klud.

Funktionel enhed

Den vurderede ydelse kan beskrives i en "funktionel enhed", bestående af en kvalitativ og en kvantificeret beskrivelse, herunder levetiden af produktet. Den kvalitative beskrivelse skal definere kvalitetsniveauet for ydelsen, så produkter kan sammenlignes på et rimeligt ensartet kvalitetsniveau. Den kvantitative beskrivelse skal fastlægge ydelsens størrelse og varighed.

I dette projekt er den funktionelle enhed defineret til:

" 150 ganges brug af dug, fordelt over 2½ år "

Rengøring/vedligeholdelse af dugen er antaget dels kun at bestå i en aftørring og dels (hver 6. gang) af en vask ved 60°C. Det antages endvidere, at dugen bliver tørret på tørresnor og at dugen stryges. Under disse betingelse vurderes 150 ganges brug (25 ganges vask) at være en realistisk levetid. Anden tænkelig vedligeholdelse som presning og rulning er ikke medtaget i dette projekt.

Referenceprodukt og hovedscenarie

Referenceproduktet er et produkt, der opfylder en funktionel enhed. Her er der valgt en dug.

Beregningerne foretages for "1 dug", dette skal omregnes i forhold til levetiden, og beregningerne skal omregnes til "per år".

Det er antaget, at dugen kan vaskes 25 gange før den kasseres.
Det er antaget, dugen bruges 6 gange, for hver gang den vaskes
Det er antaget, at dugen bruges 60 gange pr. år.

Hvis dugen bruges 60 gange pr. år, og hvis dugen bruges 6 gange, før den vaskes, vaskes dugen 10 gange om året. Hvis dugen kan vaskes 25 gange, før den kasseres, bruger man 1 dug fuldstændigt op på 2½ år.

Følgende forudsætninger er gældende for vurderingen og inkluderes derfor i modelleringen af hovedscenariet:

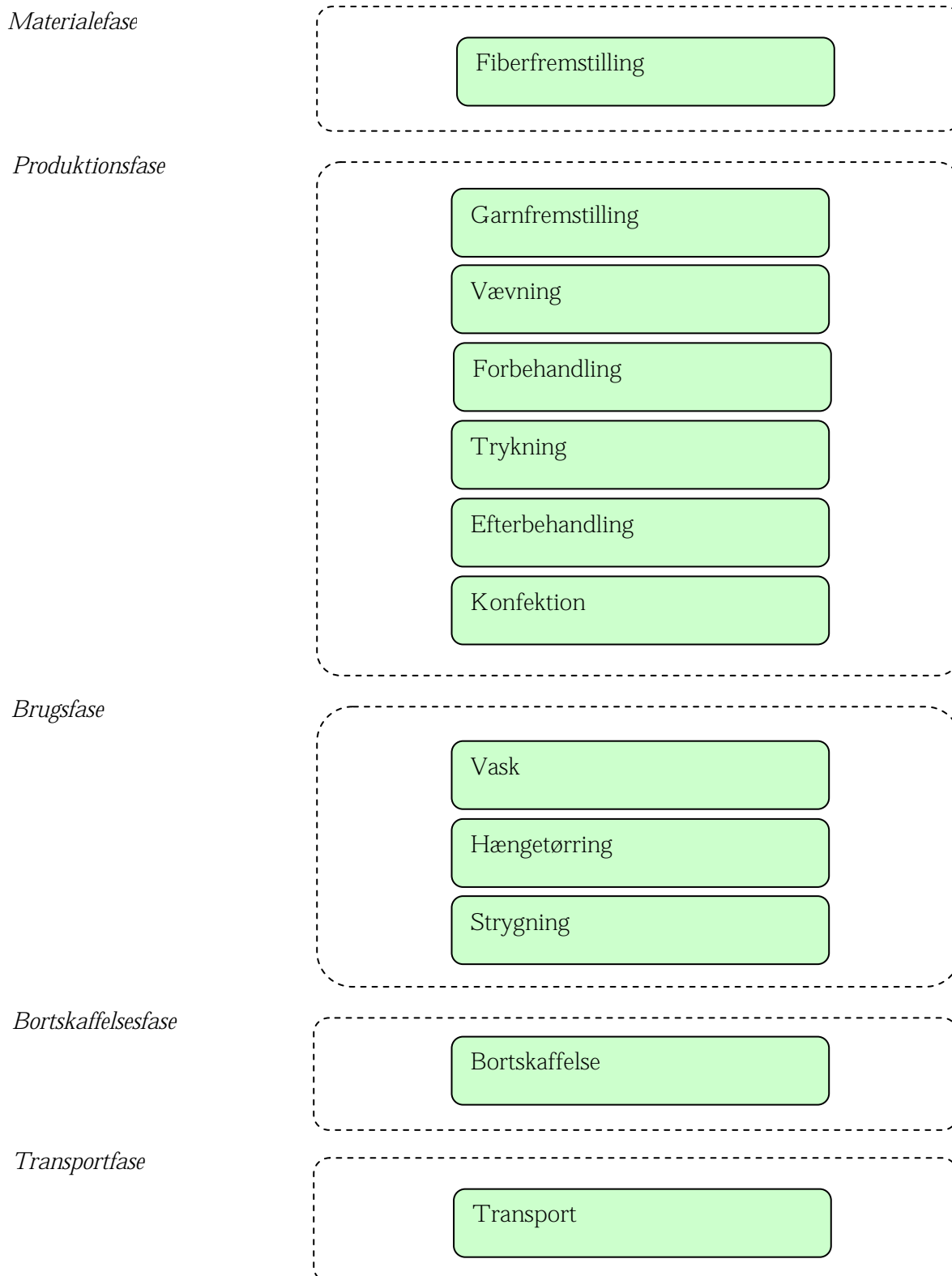
- 100% vævet bomuld.
- Trykning med pigmenter.
- Vask 60°C.
- Tørres på tørresnor.
- Stryges efter hver vask. Det antages, at det tager ca. 10 min at stryge dugen hver gang.
- Levetid: 25 gange vask.

- Størrelse og vægt (baseret på firmadata): Dugen antages at måle 2,65 m². Dugen vejer 145 g per m². Det betyder at dugen vejer ca. 384 g.

En uddybende beskrivelse af inkluderede processer, beregninger af mængder, spild m.m. findes i afsnittet "Baggrundsdata" i dette bilag.

Produktsystem

Figur 5.2 Livscyklus, flow og faser



I det følgende vil alle faser af dugens livsforløb blive beskrevet fra råvareudvinding gennem produktion til konfektioneringen af den færdige dug.

Råvarefremstilling

Dugen består udelukkende af bomuld. Bomuld dyrkes i mange lande under forskellige geografiske og klimatiske forhold. Dyrkning indebærer ofte et stort forbrug af kunstgødning, stort vandforbrug og stort forbrug af pesticider mod angreb af insekter, sygdomme, orme og ukrudt. Omfanget afhænger stærkt af lokale forhold. Forbruget af pesticider indebærer et væsentligt miljøproblem for både menneskers sundhed og naturen.

Kunstvanding og anvendelse af kunstgødning kan belaste såvel grundvands- som overfladevandsressourcerne både kvantitativt og kvalitativt. Før plukning er det normalt at anvende løvfjernende midler, så plukningen kan ske maskinelt.

Ved dyrkning af økologisk bomuld må der normalt ikke anvendes sprøjtemidler og kunstgødning. Det er således kun tilladt at anvende et meget begrænset udvalg af plantebeskyttelsesmidler og kun ved akut fare for afgrøden. Produktionen af økologisk bomuld udgør under 1 % af den samlede bomuldsproduktion, men produktionen er stigende og forventes at stige yderligere ved øget efterspørgsel.

Produktion af dugen

Produktionen er opdelt i flere delprocesser: Garnfremstilling, vævning, forbehandling, trykning, efterbehandling, konfektionering og distribution.

Kemikalieemissioner til luft ved tørring efter pigmenttryk har vist sig vanskeligt at håndtere. Kun emissioner af formaldehyd er medtaget i modellen. Tilsvarende gælder for kemikalieemissioner til vand ved vask af trykkeriudstyr. Endvidere har det ikke været muligt at skaffe data, der har muliggjort en beregning af effektfaktor for et centralt efterbehandlingskemikalie.

Garnfremstilling

Ved at anvende lange bomuldsfibre opnås et mere slidstærkt produkt og dermed mulighed for at forlænge levetiden af produktet. Før vævningen påføres kædegarnet et såkaldt slettemiddel for at nedsætte friktionen i væven. Slettemidler kan baseres på naturlige eller syntetiske stoffer.

Arbejds miljø

Det er leverandørens pligt at nedbringe mængden af ensidig gentaget arbejde og støvgener på arbejdspladsen. Bomuldsstøv kan for eksempel give alvorlige lungeskader.

Distribution

Dugen pakkes i polyesterposer og sidst på en træpalle, hvorefter den distribueres til detailhandelleverandørerne i hele Danmark.

Brugsfase

Forbruget af vaske- og blødgøringsmidler med deraf følgende udledning af bl.a. detergenter og næringssalte medfører mulige lokale og regionale effekter i vandmiljøet.

Transport

Transportformen, når dugen hentes fra butikken og til hjemmet, er ligeledes vigtig i forbindelse med den samlede miljøprofil af produktet. Valgmuligheder som kørsel i bil, offentlige transportmidler eller cykel gør en væsentlig forskel i denne del af produktets livsforløb.

Bortskaffelsesfasen

Tekstiler må ikke deponeres, men skal ved endelig bortskaffelse brændes, hvorved energiindholdet udnyttes og erstatter ikke-fornyelige energikilder som olie og naturgas.

Hovedscenarie - resultater

Resultatopgørelsen af hovedscenariet er her præsenteret processpecifikt. De negative bidrag, der optræder i enkelte processer skyldes estimerede genbrugspotentialer og bidrag til miljøeffektpotentialer. Bidragene kan i de pågældende processer allokeres til andre produkter og figurerer derfor som negative bidrag i opgørelsen af dugens miljøprofil.

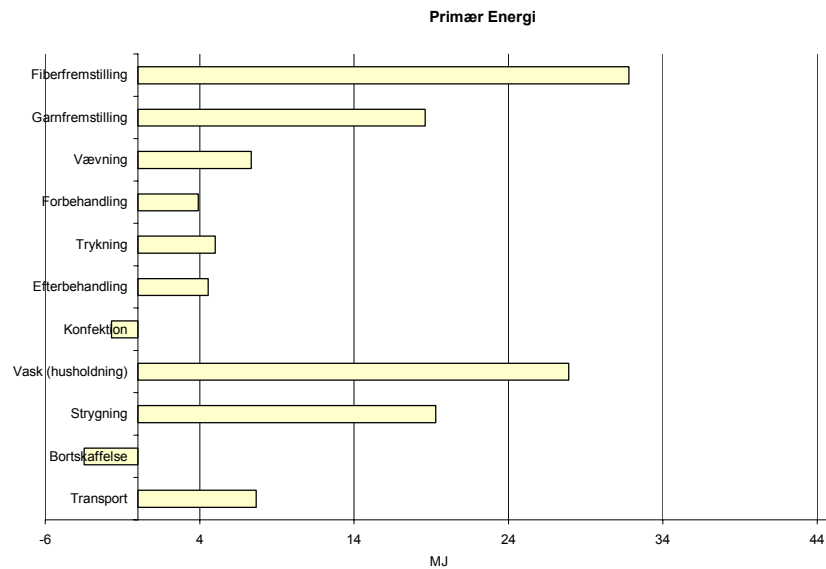
Værdierne på de fire figurer kan ikke umiddelbart sammenlignes, da enheden ikke er ens for de fire kategorier. Forbruget af primær energi er opgjort i mega joule, MJ. Miljøeffektpotentialerne er præsenteret som milli person ækvivalenter og kan sammenlignes direkte. Milli person ækvivalenter er beregnet som den målsatte belastning for år 2000. Ved vægtning baseres vægtningsfaktorerne på globale (w) eller danske (DK) udledninger i år 2000.

Forbrug af primærenergi

Forbruget af primærenergi afspejler, hvilke processer der kræver meget elektrisk energi eller opvarmning af luft eller vand i forbindelse med div. processer.

Af figur 5-3 (forbrug af primær energi pr. funktionel enhed) ses det, at processerne i brugsfasen (vask og strygning) tegner sig for den største del af forbruget af primær energi. I brugsfasen er det elektricitetsforbruget til vask og strygning, der er årsag til belastningen. Fremstillingen af bomuldsfibre udgør dog det største enkeltbidrag. Endvidere yder forarbejdningen til garn et af de store bidrag.

Ved afbrænding af blusen på et forbrændingsanlæg genvindes en mængde energi, der godskrives i energiregnskabet.



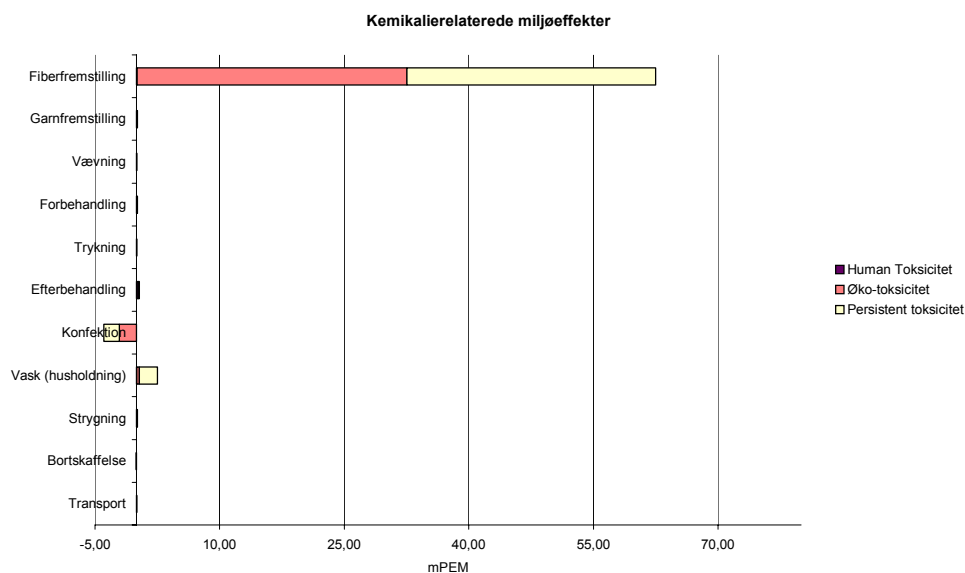
Figur 5.3 Forbrug af primær energi pr. funktionel enhed

Miljøeffektpotentialer

De allerede nævnte forhold vedr. datakvalitet (kemikaliemissioner til vand og luft ved trykning) betyder, at resultaterne der præsenteres i nedenstående skal tages med forbehold. Kommentarerne til figurerne er neutrale – dvs. der kommenteres på baggrund af, hvad der kan læses ud af dem, som de ser ud. I det efterfølgende afsnit (What-if diskussion) diskuteres bl.a. betydning af manglende data for resultatopgørelserne.

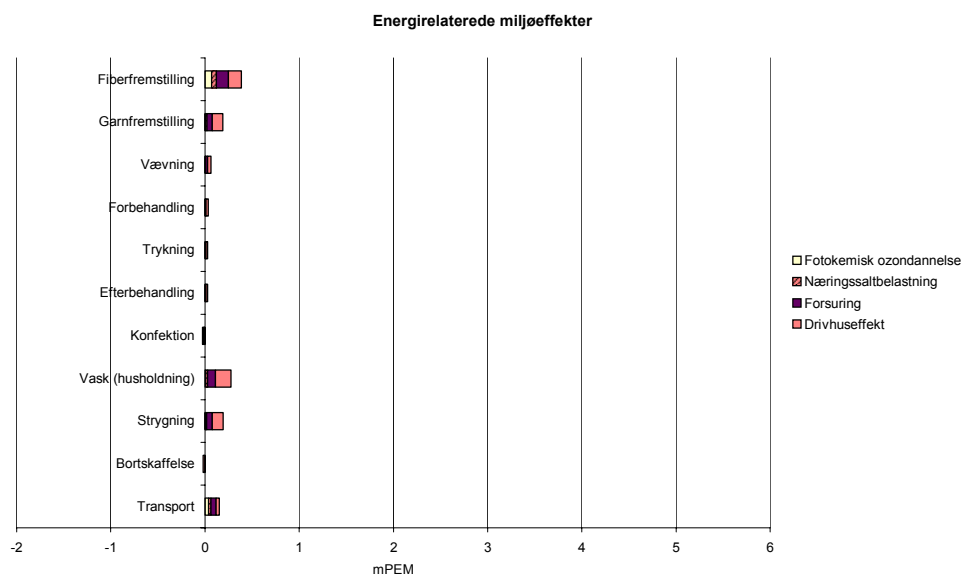
Af figur 5.4 (toksikologiske miljøeffektpotentialer pr. funktionel enhed), figur 5.5 (energirelaterede miljøeffekter pr. funktionel enhed) og figur 5.6 (miljøeffekter, affald pr. funktionel enhed) ses, at bidragene til de toksikologiske miljøeffektpotentialer er dominerende. Især øko- og persistent toksicitet er meget høje, primært pga. de pesticider der spredes på bomuldsmarkerne i dyrkningsprocessen.

De anvendte data til bestemmelse af pesticidmængden per hektar er baseret på en "worst case" antagelse. Fokus i denne fase er reducere af pesticidforbruget ved dyrkning af bomuld.



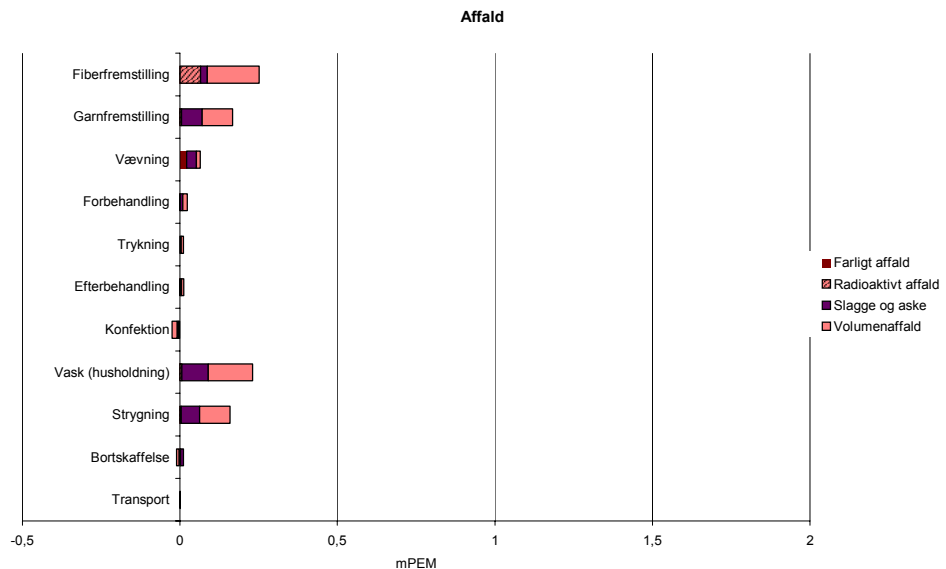
Figur 5.4 Toksikologiske miljøeffektpotentialer pr. funktionel enhed

I brugsfasen er det primært detergenter i vaskemidlerne, der giver udslag som potentiel persistent toksicitet. Det er antaget, at ingen brugere tilsætter blødgøringsmiddel ved vask, hvorfor tallet formentlig ikke svarer til de faktiske forhold i de private, danske husholdninger. Bidragene til affaldskategorierne (figur 5.6) stammer hovedsagelig fra produktionen af el.



Figur 5.5 Energirelaterede miljøeffekter pr. funktionel enhed

De energirelaterede miljøeffektpotentialer skyldes primært afbrændingen af fossile brændsler.



Figur 5.6 Miljøeffekter, affald pr. funktionel enhed

Bidragene til affaldskategorierne, vist i figuren, stammer hovedsagelig fra produktionen af el. De er som de energirelaterede effekter begrænset i størrelsesorden set i forhold til de toksikologiske effektkategorier.

What-if diskussion

I dette afsnit vil det blive diskuteret, hvilken betydning manglende data har for resultatopgørelsen for hovedscenariet. Endvidere vil der blive draget relevante paralleller til scenarierne i de tre gruppe I cases.

Betydningen af datamangler for resultatopgørelsen

Som allerede nævnt er følgende forhold vedrørende datakvalitet specifikt for dugen afdækket:

- Kemikalieemissioner til luft ved tørring efter pigmenttryk har vist sig vanskelige at håndtere. Kun emissioner af formaldehyd er medtaget i modellen.
- Tilsvarende gælder for kemikalieemissioner til vand ved vask af trykkeriudstyr.
- Endvidere har det ikke været muligt at skaffe data, der har muliggjort en beregning af effektfaktor for et centralt efterbehandlingskemikalie.

Da alle relevante energidata er medtaget i modellen, har manglende data ingen betydning for udseendet af figur 5.3 – forbrug af primær energi.

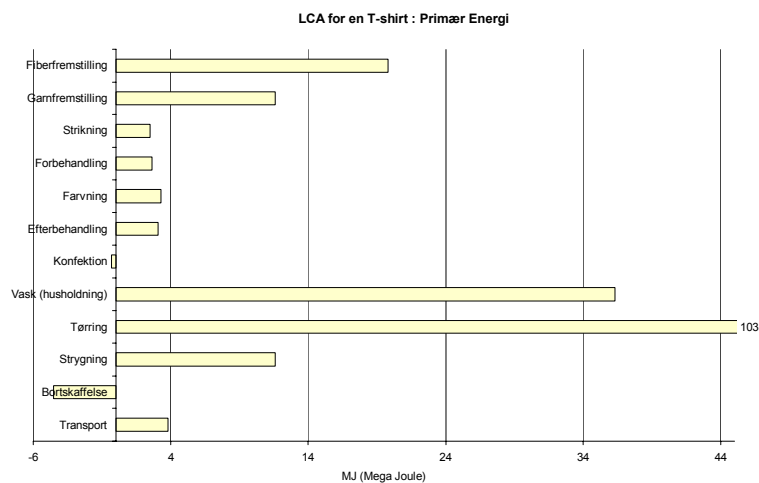
Tilsvarende gælder for figur 5.5 og 5.6, der primært vedrører miljøeffekter som følge af energiforbrug.

Der er derimod noget usikkert, hvilken betydning manglende data for mængder og human- og øko- og persistent toksicitet for ovenstående har for udseendet af figur 5.4. Det vurderes dog, at fiberfremstilling ville være meget dominerende.

Paralleller til case-gruppe I scenarier

Da der ikke har været datamangler på energiforbrug i forbindelse med vurderingen af dugen, kan der laves forholdsvis sikre sammenligninger med

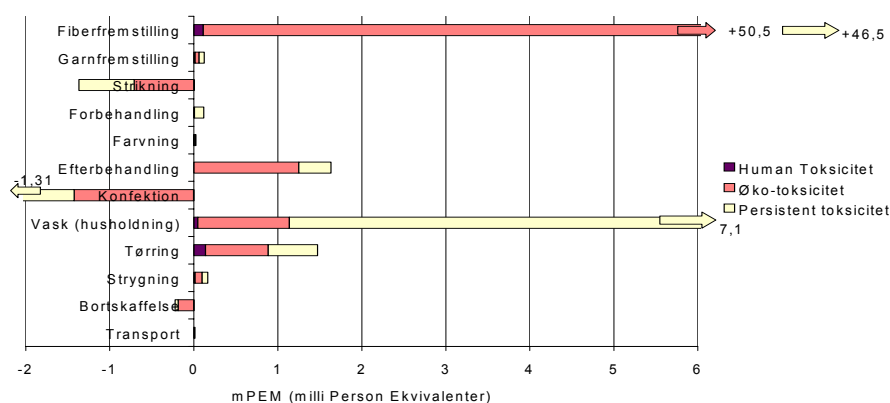
miljøprofiler for andre tekstilprodukter, udarbejdet efter samme principper. Hvis man ser på dugens energiprofil i figur 5.3 og sammenligner den med den tilsvarende for fx en T-shirt af bomuld, som ses i figur 5.7, så er forskellene bemærkelsesværdige.



Figur 5.7 Forbrug af primær energi pr. funktionel enhed for en T-shirt

Brugsfasen, for dugen processerne vask og strygning, for T-shirten processerne vask og tørring i tørretumbler, er den dominerende fase for opgørelsen for primær energi. Processen tørring er dog altdominerede for T-shirten – og dette ville også være tilfældet for dugen, hvis tørring var en del af modellen. At tørring ikke er medtaget i modellen skyldes, at det forudsættes, at dugen har fået en efterbehandling, der letter vedligeholdelsen (som f.eks. en voksdug). En dug af denne type tørrer meget nemt – tørring i tørretumbler er derfor ikke nødvendigt.

Opgørelsen for de toksikologiske miljøeffekter (figur 5.4 for dugen og figur 5.8 for T-shirten nedenfor) er endnu mere sammenfaldende (bemærk at skala på x-akserne er meget forskellige. Dette skyldes, at begge produkter består af 100% bomuld. De toksikologiske effekter af brug af pesticider slår afgørende igennem.



Figur 5.8 Toksikologiske miljøeffektpotentialer pr. funktionel enhed for en T-shirt

De overordnede konklusioner på mange af de scenarier for T-shirten, der relaterer sig til forbrug af energi og toksikologiske miljøeffekter, kan derfor overføres til dugen. Man kan således konkludere, at produkterne tilhører samme produktfamilie.

Det drejer sig minimum om de overordnede konklusioner på følgende T-shirt producent-scenarier:

Råvarevalg:

Scenario 1: Råvarevalg - Økologisk bomuld

Scenario 2: Råvarevalg - Halveret spild af bomuld

Brugsfasen:

Scenario 6: Brugsfasen - Forlænget tekstillevetid

Scenario 7: Brugsfasen - Farveafsmitning

Og minimum følgende T-shirt forbruger-scenarier:

Scenario 10: Valg i forbindelse med vask - Halveret vaskefrekvens

Scenario 12: Valg i forbindelse med vask - Brug af blødgører

Scenario 14: Ingen strygning

Scenario 15: Hjemtransport - Bilkørsel ved indkøb.

Denne observation leder frem til den overordnede konklusion, at det er forbrugeren, der har de bedste muligheder for at påvirke produktets samlede miljøprofil. Det skyldes den dominerende brugsfase. Forbrugsmønstre og miljøbevidsthed hos den enkelte forbruger er derfor afgørende, dvs. kendskab til miljømærkning af produkter i kombination med gode vaner som:

- minimalt brug af vaskemiddel
- ingen brug af skyllemiddel
- ingen strygning.

Producenten har hovedsageligt mulighed for at påvirke blusens miljøprofil gennem materialevalg – valg af økologisk bomuld.

Baggrundsdata

Systemstruktur i UMIPTEX-databasen for dugen

De angivne numre i højre kolonne i tabellen refererer til de ID-numre, som er anvendt i det oprindelige UMIP-PC-værktøj.

	Ref. nr. UMIPTEX-databasen
1 stk. Dug, pigmenttrykt (Bomuld)	(TX0-05)
1 stk. Dug - Materiale fase: 0,644 kg Bomuldsfibre (incl. Dyrkning og høst)	(TX6-1-08) (TX1-01-1)
1 stk. Dug - Produktionsfase: 1 stk. Dug – Garnfremstilling 0,45 kg Garnfremstilling (bomuldsgarn)	(TX6-2-21) (TX-2-23) (TX21-1)
1 stk. Dug – Vævning 3,103 m ² Vævning, naturlig slette	(TX6-2-24) (TX23-1)
1 stk. Dug – Forbehandling 0,446 kg Afsletning (persulfat) af vævet bomuld	(TX6-2-25) (TX24-2-02)
1 stk. Dug – Trykning: 3,075 m ² Pålægning og fiksering af trykpasta 3,075 m ² Vask af 9 skabeloner incl. hjælpedyr	(TX6-2-26) (TX26-2-01) (TX26-2-02)
3,075 m ² Overhead forbrug ved trykning	(TX26-2-03)
1 stk. Dug – Efterbehandling: 3,075 m ² Appretering og tørring på spændramme 3,075 m ² Kalandering	(TX6-2-27) (TX27-2-30-1) (TX27-1-01)
3,075 m ² Kondensering af imprægnering på spændramme 3,03 m ² Meterware-eftersyn og oprulning på paprør	(TX27-2-30-2) (TX27-3-08-06)
1 stk. Dug – Konfektionering: 1 stk. Oplægning, tilskæring og syning af dug 1 stk. Dug, pigmenttryk – Pakning	(TX6-2-28) (TX28-1-06) (TX-28-2-03-06)
1 stk. Dug – Brugsfase: 9,6 kg Husholdningsvask, 60 °C med forvask 9,6 kg Hænge/dryp/ligge-tørring efter vask 250 minutter Strygning af bomuld og anden cellulose	(TX6-3-06) (TX-1-202) (TX33-2-9) (TX33-3-01)
1 stk. Dug – Bortskaffelsesfase: 0,384 kg Affaldsforbrænding af bomuld	(TX6-4-06) (TX41-1-01)
1 stk. Dug – Transportfase: 12880 kgkm Containerbåd, 2-t, 28000DWT, Termineret 470 kgkm Lastbil > 16 t diesel landev. Termineret 470 kgkm Lastbil > 16 t diesel bytrafik Termineret 470 kgkm Lastbil > 16 t diesel moterv. Termineret 0,04 Benzin forbrændt i benzinmotor	(TX6-5-06) (O32715T98) (O32694T98) (O32695T98) (O32693T98) (E32751)

Detaljer vedr. dug modellen i UMIPTEX-databasen

Forudsætninger:

- 100% vævet bomuld.
- Trykning med pigmenter.
- Vask 60°C.
- Tørres på tørresnor.
- Stryges efter hver vask. Det antages at det tager ca. 10 min at stryge dugen hver gang.
- Levetid: 25 gange vask.
- Størrelse og vægt (baseret på firmadata): Dugen antages at måle 2,65 m². Dugen vejer 145 g per m². Det betyder at dugen vejer ca. 384 g.

Funktionel enhed

For dugen er den funktionelle enhed defineret til:

" 150 ganges brug af dug, fordelt over 2½ år"

Rengøring/vedligeholdelse af dugen er antaget dels kun at bestå i en aftørring og dels (hver 6. gang) af en vask ved 60°C. Det antages endvidere, at dugen bliver tørret på tørresnor, og at dugen stryges. Under disse betingelser vurderes 150 ganges brug (25 ganges vask) at være en realistisk levetid. Anden tænkelig vedligeholdelse som presning og rulning er ikke medtaget i dette projekt.

Beregningerne foretages for " 1 dug", dette skal omregnes i forhold til levetiden, og beregningerne skal omregnes til " per år".

Det er antaget, at dugen kan vaskes 25 gange før den kasseres.
Det er antaget, dugen bruges 6 gange, for hver gang den vaskes.
Det er antaget, at dugen bruges 60 gange pr. år.

Hvis dugen bruges 60 gange pr. år, og hvis dugen bruges 6 gange før den vaskes, vaskes dugen 10 gange om året. Hvis dugen kan vaskes 25 gange, før den kasseres, bruger man 1 dug fuldstændigt op på 2½ år.

Bortskaffelse:

Det antages, at dugen sælges i Danmark og bortskaffes ved affaldsforbrænding. Det betyder, at der skal afbrændes 384 gram bomuld (vægt af dug).

Husholdningsvask:

Det antages, at dugen vaskes ca. 25 gange i sin levetid. Det betyder, at der skal vaskes $0,384 \text{ kg} * 25 = 9,6 \text{ kg}$ bomuld i dugens levetid.

Tørring:

Det antages, at dugen bliver tørret på tørresnor. Det er ligeledes 9,6 kg bomuld.

Strygning:

Dugens skal stryges efter hver vask. Det antages, at det tager 10 minutter at stryge dugen hver gang. $10 \text{ minutter} * 25 = 250 \text{ minutter}$.

Pakning af pigmenttrykt dug:

Dugen måler $2,65 \text{ m}^2$. En pigmenttrykt dug vejer 145 gram per m^2 . Det betyder, at dugen vejer ca. 384 gram.

Oplægning, tilskæring og syning af dug:

UD: Processen beregnes " per 1 stk. dug" ud af processen.

IND: Under processen " oplægning, tilskæring og syning af dug" er der et spild pga. fraskæring og fejl. Det betyder, at der skal anvendes $3,03 \text{ m}^2$ metervare per dug.

Metervare-eftersyn og oprulning på paprør:

UD: Processen beregnes " per m^2 kontrolleret og godkendt tekstil" (dvs. mængden *ud* af processen). Som nævnt ovenfor skal der bruges " $3,03$ kontrolleret og godkendt tekstil" per dug.

IND: Under metervare-eftersynet kasseres ca. $0,015 \text{ m}^2$ tekstil til affald. Det betyder, at der skal bruges $1,015 \text{ m}^2$ tekstil ind i processen for hver 1 m^2

kontrolleret og godkendt tekstil, hvilket svarer til $3,03 \text{ m}^2 * 1,015 \text{ m}^2 \text{ per m}^2 = 3,075 \text{ m}^2 \text{ ind}$.

Kondensering af imprægnering på damper:

Som nævnt ovenfor skal der bruges $3,075 \text{ m}^2$ tekstil fra denne proces til en dug. Processen medfører hverken krympning, spild eller kassation af tekstil, og der går derfor lige så mange kvadratmeter ind som ud.

Kalandrering:

Som nævnt ovenfor skal der bruges $3,075 \text{ m}^2$ tekstil fra denne proces til en dug. Processen medfører hverken krympning, spild eller kassation af tekstil, og der går derfor lige så mange kvadratmeter ind som ud.

Appretering og tørring på spændramme:

Tekstilet forkrympes med ca. 4,5% i denne proces. Dette skyldes, at varen er blevet strakt i de øvrige processer. Der er tale om max. 5% strækning og krympning, og i alt krymper varen mindre end 2%, fra varen kommer ind i trykkeriet, til den efterses i metervareeftersynet. Der er valgt at se bort fra denne strækning og krympning, da det er relativt lidt, og da det vurderes, at det ligger inden for de usikkerheder, der altid er forbundet med data til livscyklusvurderinger. Det betyder, at der i beregningerne ikke er indregnet korrektioner for, at tekstilet strækkes og krympes. Da der ikke er noget spild af tekstil i processen, regnes processen som om der går lige så mange kvadratmeter ind i processen, som ud.

Pålægning og fiksering af trykpasta, vask af 9 skabeloner incl. hjælpedstyr og overhead forbrug vedr. trykning:

Alle disse processer bliver beregnet per m^2 pigmenttrykt tekstil (efter pålægning og fiksering af trykpasta). Da der ikke er noget spild af tekstil i processen, går der lige så mange kvadratmeter ind i processen, som ud. Med en kvadratmetervægt på 145 g/m^2 svarer det til, at der går $3,075 \text{ m}^2 * 145 \text{ g/m}^2 = 446 \text{ g}$ tekstil til en dug.

Afsletning (persulfat) af vævet bomuld:

Data for denne proces beregnes per kg afslettet tekstil.

Pga. spild anvendes der 1010 gram vævet bomuldstekstil per kg vasket vævet vare. Det betyder, at der til en dug skal anvendes $446 \text{ g} * 1,01 = 450 \text{ gram}$ vævet tekstil. $450 \text{ gram} / 145 \text{ g per m}^2 = 3,103 \text{ m}^2 \text{ tekstil}$.

Vævning:

Denne proces beregnes per m^2 vævet tekstil. Ifølge Grenaa Dampvæveri er spildet af garn, plast, pap, papir og jern er tilsammen 1,89 gram per m^2 . Med antagelse af, at 1 m^2 vejer 145 gram, giver det et maksimalt garnspild på: $1,89 \text{ gram} / 145 \text{ gram} = 1,3 \%$. Det antages ud fra dette, at spildet er så lille, at der kan ses bort fra det. Der skal derfor anvendes $3,103 \text{ m}^2$ af denne proces.

Spinding:

Denne proces beregnes per kg færdigt garn. Der skal bruges 450 gram garn til en dug. Der skal derfor anvendes 450 gram af denne proces.

Bomuldsfibre

På grund af spild anvendes der 1,43 kg bomuldsfibre per kg færdigt garn. Det betyder, at der skal bruges $450 \text{ g} * 1,43 = 644 \text{ gram}$ bomuldsfibre til en dug.

Transport:

Alle transportafstande er anslæede. Se følgende tabel.

Transport	Mængde til én dug	Kg km
Transport af bomuld fra dyrker i Kina til spinderi i Polen	0,644 kg transporteres 20000 km med skib	12880 kg km med skib
Transport af garn fra spinderi i Polen til væveri i DK	0,45 kg transporteres 1000 km med lastbil	450 kg km med lastbil
Transport af metervare fra væveri til forbehandler, begge i DK	0,45 kg transporteres 200 km med lastbil	90 kg km med lastbil
Transport af metervare fra forbehandler til trykkeri, begge i DK	0,45 kg transporteres 200 km med lastbil	90 kg km med lastbil
Transport af trykt metervare fra trykkeri i DK til konfektionsvirksomhed i Polen	0,384 kg transporteres 1000 km med lastbil	384 kg km med lastbil
Transport fra konfektionsvirksomhed i Polen til forretning i DK, lastbil	0,384 kg transporteres 1000 km med lastbil	384 kg km med lastbil
Forbrugertransport*		0,04 kg benzin
Transport af kasseret dug (med dagrenovation)	0,384 kg transporteres 50 km med lastbil	19,2 kg km med lastbil

* Forbrugertransport: Det antages, at forbrugeren kører i byen med bil for at købe 1 dug og køber for 5,616 kg andre varer. Det antages, at forbrugeren kører 10 km, og at bilen kører 12 km per liter. Det betyder, at der bruges ca. 0,83 liter benzin (= 0,61 kg benzin, da benzin vejer ca. 0,73 kg per liter). Heraf allokeres $0,61 \cdot 0,384/6$ til dugen, dvs. 0,04 kg benzin.

Lastbil i alt: 1417,2 kg km (Antages 33% bykørsel, 33% på landevej og 33% på motorvej).

Dvs. total transport:

Proces nr. i UMIPTEX-database	Navn på proces	Transport behov
O32715T98	Containerbåd, 2-t, 28000 DWT, TERMINERET	12880 kg km med skib
O32695T98	Lastbil >16t, diesel bytrafik TERMINERET	470 kg km med lastbil
O32694T98	Lastbil >16t diesel landev. TERMINERET	470 kg km med lastbil
O32693T98	Lastbil, >16t diesel motorv. TERMINERET	470 kg km med lastbil
E32751	Benzin forbrændt i benzinmotor	0,04 kg benzin

Bilag 6: Gulvtæppe af nylon og polypropylen

Gulvtæppet - sammenfatning og konklusioner

Indledningsvis er det væsentligt at fastslå følgende forhold vedr. datamangler for modellen, der ligger til grund for miljøvurderingen af gulvtæppet:

Det har ikke været muligt at fremskaffe data for:

- Fremstilling af råvæven ud fra polypropylenfibre.
- Kemikaliemissioner til luft ved produktion af gulvtæppet hos producenten.
- Kemikaliemissioner til vand fra farvning af oversiden af tæppet (råvæven).

Det har dog været muligt at indsamle energidata for alle væsentlige processer.

For generelle og ikke produktspecifikke forhold vedrørende datakvalitet af UMIPTEX-data henvises til kapitel 4.

Det kan konkluderes, at energiprofilen for et gulvtæppe er meget forskellig fra beklædningsstiler. Brugsfasen har ikke nær den samme betydning. Forbrugeren skal støvsuge gulvtæppet ca. 20 gange om måneden, for at brugsfasen kan opveje materialefasen (fremstilling af fibre).

Energiprofilen for gulvtæppet viser tydeligt, at det er tæppeproducenten, der har de bedste muligheder for at påvirke produktets samlede miljøprofil. Indsatsområdet for producent bør i givet fald være fokuseret på genbrug af fibermateriale, idet fiberfremstillingen tegner sig for en meget stor del af det samlede energiforbrug i gulvtæppets levetid.

Indledning

Livscyklusvurdering er en metode til identifikation og evaluering af miljømæssige effektpotentialer af et produkt eller en service fra vugge til grav. Metoden sætter brugeren i stand til at foretage en miljømæssig bedømmelse og rette fokus mod de væsentligste miljøbelastninger.

Livscyklusvurdering er en iterativ proces. Den første definition af formål og afgrænsning viser sig ofte at skulle revideres i løbet af arbejdet med vurderingen. Mængden af data, der er tilgængelige, sætter begrænsninger, og systemgrænserne ændres efterfølgende.

Den her anvendte metode til vurdering af produkter er "Udvikling af Miljøvenlige Industri Produkter", UMIP, og den tilhørende database og PC værktøj.

I tilknytning til den eksisterende UMIP-database er der i UMIPTEX-projektet udarbejdet branchespecifikke data til tekstilbranchen. Med udgangspunkt i de indsamlede data er der udarbejdet miljøvurderinger for tekstilprodukterne:

- En T-shirt af 100% bomuld
- En træningsdragt af nylon mikrofibre med bomuldsfor
- En arbejdsjakke af 65% polyester og 35% bomuld
- En bluse af viskose, nylon og elasthan
- En dug af bomuld
- Et gulvtæppe af nylon og polypropylen.

Disse miljøvurderinger har til formål at illustrere anvendelsesmulighederne i UMIPTEX-databasen ved brug af PC modelleringsværktøj og overordnet anvendelsen af UMIP-metoden.

Metode

De 6 case-historier er af meget varierende omfang. De kan opdeles i to hovedgrupper – med variationer indenfor de to hovedgrupper. De to hovedgrupper er:

- Gruppe I: T-shirten, træningsdragten og arbejdsjakken.
- Gruppe II: Blusen, dugen og gulvtæppet.

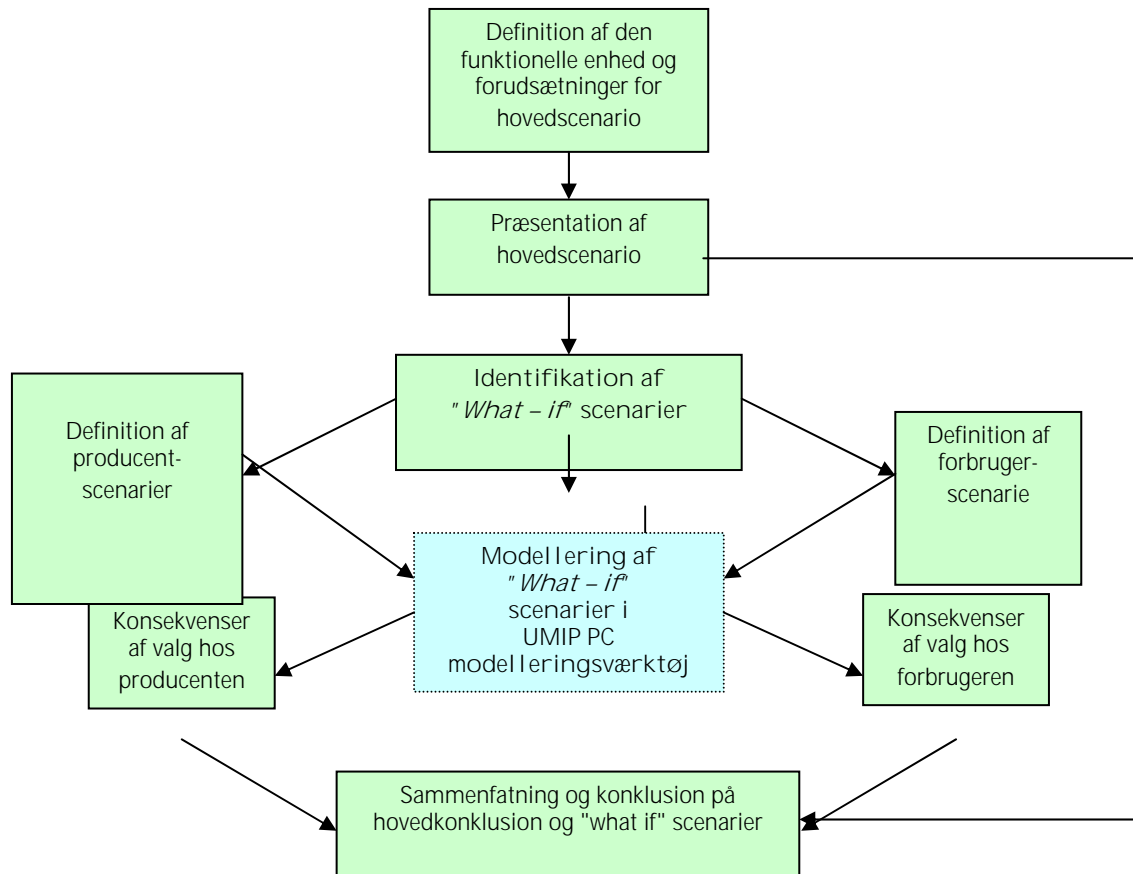
Gruppeinddelingen i I og II relaterer til omfanget af dataindsamlingen samt kvaliteten af data.

For gruppe I er det lykket at indsamle (og bearbejde) data for alle væsentlige processer. Dataene er af så god kvalitet, at disse tre produkter er valgt til at vise, hvor langt man kan komme med LCA på tekstiler, inkl. at illustrere samtlige relevante facetter ved UMIP-metoden.

Hver af de 3 gruppe I cases indeholder:

- Definition af funktionel enhed og referenceprodukt
- Modellering af hovedscenario
- Udarbejdelse af hhv. producent- og forbrugerreference
- Simulering af miljøkonsekvenser, forårsaget af valg truffet af hhv. producent og forbruger.

Arbejdet med disse cases har været opdelt i faser, som det fremgår af figur 6.1.



Figur 6.1 UMIPTEX casegruppe I flowdiagram

For gruppe II er der ikke lykkedes at komme helt i mål for alle delprocesser. Der er kun tale om 1-2 delprocesser for hvert produkt, hvor der er betydelige datamangler, men processerne vurderes at kunne have væsentlig betydning for den samlede LCA. Gruppe II case-historierne har derfor en helt anden karakter end gruppe I. Med gruppe II cases illustreres, at man godt kan fortælle en interessant og spændende "miljøhistorie" baseret på LCA (og UMIP), selv om man ikke er kommet ud i alle LCA-data-krogene. Denne situation vil man meget ofte komme i, når man arbejder med LCA. Der er dog en væsentlig forskel i denne UMIPTEX-sammenhæng - der kan trækkes (og bliver trukket) på resultater fra de tre LCA'er fra case gruppe I - og dette løfter kvaliteten af case historierne.

Kommentar til metode

Produktreferencer

What-if simuleringerne er foretaget for at synliggøre konsekvenserne af mulige ændringer i produktets livsforløb. I visse af case-historierne er der defineret en særlig produktreference til producent-scenarierne. Producenten har kun begrænset indflydelse på brugsfasen. Og for at tage hensyn til dette er der udarbejdet en produktreference til producent-scenarierne, hvor kun en begrænset del af belastningerne fra brugsfasen er inkluderet i forhold til produktreferencen fra hovedscenariet. Dette er gjort for at producenterne kan få et mere klart billede af produktionsfasens indflydelse på produktets miljøprofil i de opstillede "what-if producent-scenarier".

Data

Hvad angår data, skal der gøres opmærksom på, at validiteten af dataene inkluderet i databasen varierer, afhængigt af hvilke processer der er i betragtning.

I produktionen stammer dataene primært fra danske virksomheder. Begrænsningerne ligger her i antallet af involverede virksomheder. F.eks. er der kun foretaget grundige undersøgelser af et enkelt syrefarvestof. Dette stof repræsenterer hele gruppen af syrefarvestoffer, trods de store forskelle der kan forekomme.

En stor del af miljøbelastningerne stammer fra forbruget af elektrisk energi. De data, der på nuværende tidspunkt anvendes i databasen, stammer fra UMIP-databasen og har referenceår 1990. Der er undersøgelser i gang på området for at få opdateret denne del af databasen. Det er væsentligt at bemærke, at denne livscyklusanalyse er udført ved brug af dataene fra 1990 i alle processer, der forbruger elektrisk energi.

Specielt for nærværende har det ikke været muligt at fremskaffe data for fremstilling af grundvæven ud fra polypropylenfibre. Denne proces svarer overordnet til processen "vævning" for bl.a. dug-casen – det er derfor i modellen for gulvtæppet taget udgangspunkt i data for vævning – hvilket anses for en rimelig antagelse.

Endvidere har kemikaliemissioner til luft ved produktion af gulvtæppet vist sig vanskelige at håndtere, og disse er derfor ikke medtaget i modellen. Energiforbrug ved processerne er dog medtaget. Tilsvarende gælder for kemikaliemissioner til vand fra farvning af oversiden af tæppet. Dette har dog mindre betydning, idet der i modellen er antaget tilkoblet et kemisk fældningsanlæg (som det ses i tæppeindustrien).

Ovenstående forhold vedr. datakvalitet (især kemikaliemissioner til luft ved fremstilling af gulvtæppet) betyder, at der for denne case er fokuseret på primær energi og miljøeffekter for hovedscenariet. Det diskuteres, hvilken betydning manglende data har for resultatopgørelsen for hovedscenariet. Endvidere bliver der draget relevante paralleller til scenarierne i de tre gruppe I cases.

Gulvtæppet

Produktbeskrivelse: Gulvtæppet består overordnet dels af en såkaldt "luv" (oversiden) af 100% nylon, et såkaldt "grundvæv" af 100% polypropylen (som luven er fæstnet til) samt den egentlige bagside af latex-skum.

Funktionel enhed

Den vurderede ydelse kan beskrives i en "funktionel enhed", bestående af en kvalitativ og en kvantificeret beskrivelse, herunder levetiden af produktet. Den kvalitative beskrivelse skal definere kvalitetsniveauet for ydelsen, så produkter kan sammenlignes på et rimeligt ensartet kvalitetsniveau. Den kvantitative beskrivelse skal fastlægge ydelsens størrelse og varighed.

I dette projekt er den funktionelle enhed defineret til:

" 10 års brug af gulvtæppe – svarende til garanteret levetid"

Det er antaget, at gulvtæppet kan bruges i ti år, før det kasseres.
Det er antaget, at forbrugeren støvsuger gulvtæppet een gang hver måned, dvs. 120 gange i hele levetiden. Anden vedligeholdelse finder ikke sted.

Referenceprodukt og hovedscenarie

Referenceproduktet er et produkt, der opfylder en funktionel enhed. Her er der valgt et sammensat gulvtæppe.

Beregningerne foretages for " 1 Gulvtæppe", dette skal omregnes i forhold til levetiden, og beregningerne skal omregnes til " per år".

Gulvtæpper af god kvalitet kan holde længere end ti år – op til 15 år er ikke usædvanligt. Tilsvarende kan levetiden for gulvtæpper af mindre god kvalitet være betydeligt kortere.

Endvidere kan vedligeholdelse af gulvtæpper også bestå af shampooering med ekstraktionsrensemaskine (vakuumsug) – men dette er ikke medtaget i dette projekt.

Følgende forudsætninger er gældende for vurderingen og inkluderes derfor i modelleringen af hovedscenariet:

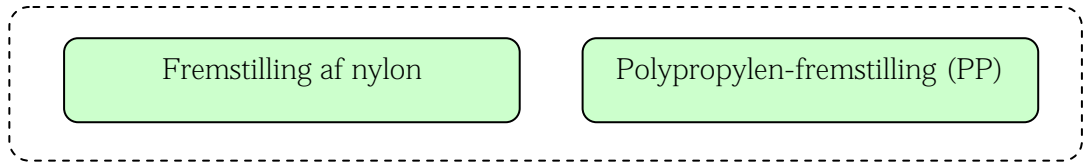
- Gulvtæppet er sammensat – luven er af 100% nylon, grundvæven er af 100% polypropylen og bagsiden består af latex-skum.
- Levetiden er 10 år.
- Luven farves med syrefarvestoffer.
- Vedligeholdelse består af støvsugning.
- Produktets samlede vægt er 2633 g/m^2 – heraf luven 1100 g/m^2 – grundvæven 133 g/m^2 – bagsiden 1400 g/m^2 .

En uddybende beskrivelse af inkluderede processer, beregninger af mængder, spild m.m. findes i afsnittet " Baggrundsdata".

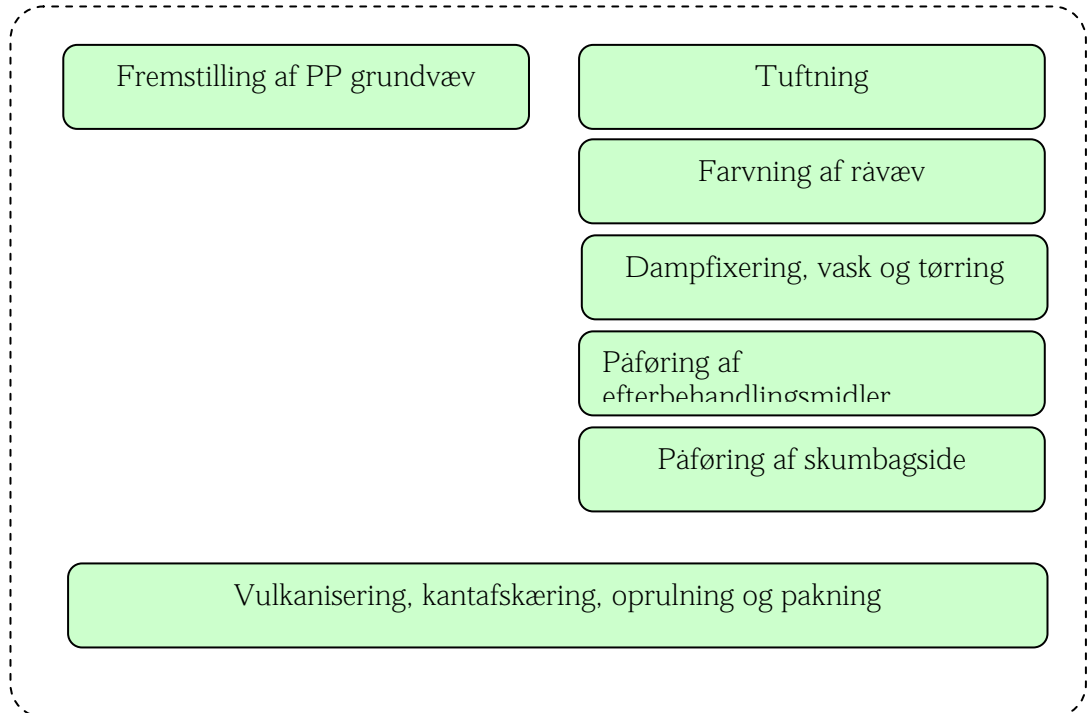
Produktsystem

Figur 6.2 Livscyklus, flow og faser

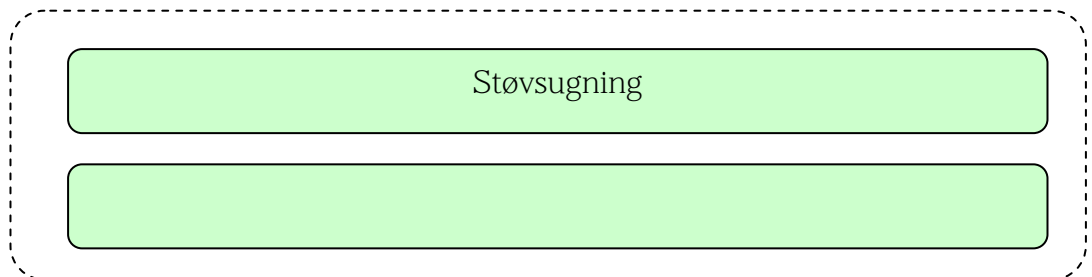
Materialefase



Produktionsfase



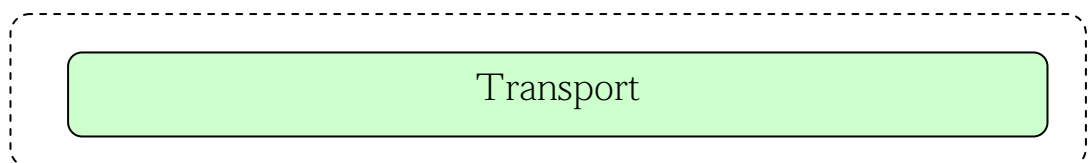
Brugsfase



Bortskaffelsesfase



Transportfase



I det følgende vil alle faser af gulvtæppets livsforløb blive beskrevet fra råvareudvinding gennem produktion til tilskæring af det færdige gulvtæppe.

Råvarefremstilling

Nylon og polypropylen fibre tilhører gruppen af syntetiske fibre og produceres på basis af råolie og naturgas, der gennem en række kemiske processer omdannes til plast. Råvaren er en begrænset ressource, og produktionen kan medføre påvirkning af mennesker og miljø på lokalt, regionalt og globalt niveau. Under forarbejdningen til fiber tilsættes som regel smøremidler i form af spindeolie og antistatiske midler. Eventuelt tilsættes bakterie- og svampedræbende midler.

Produktion af tæppe

Produktionen er opdelt i flere delprocesser:

- fremstilling af polypropylen-backing (den såkaldte grundvæv)
- tuftning (nylonfibre, som udgør den egentlige overside af tæppet, fæstnes til grundvæven)
- farvning af råvæv (nylon-oversiden)
- dampfixering, vask og tørring
- påføring af efterbehandlingsmidler
- påføring af skumbagside (latex-skum)
- vulkanisering (ved varmebehandling)
- kantafskæring, oprulning og pakning.

Vulkanisering er i princippet en behandling af rågummi (kautsjuk) med svovl, som giver gummi bedre elastiske egenskaber og forbedrer modstandsdygtigheden over for mange kemikalier, temperatursvingninger og luftens indflydelse, gør den uigennemtrængelig for vand, luftarter (til dels) og giver gode isolerende egenskaber.

Det har ikke været muligt at fremskaffe data for fremstilling af grundvæven ud fra polypropylenfibre. Denne proces svarer overordnet til processen "vævning" for bl.a. dug-casen – der er derfor i modellen for gulvtæppet taget udgangspunkt i data for vævning – hvilket anses for en rimelig antagelse.

Kemikaliemissioner til luft ved produktion af gulvtæppet efter ovennævnte principper hos producenten har vist sig vanskelige at håndtere, og disse er derfor ikke medtaget i modellen. Energiforbrug ved processerne er dog medtaget.

Tilsvarende gælder for kemikaliemissioner til vand fra farvning af oversiden af tæppet (råvæven). Dette har dog mindre betydning, idet der i modellen er antaget tilkøbt et kemisk fældningsanlæg (som det ses i tæppeindustrien).

Distribution

Tæppet pakkes i polyethylen plastfolie, hvorefter det distribueres til detailhandelleverandørerne i hele Danmark.

Brugsfase

Det er antaget, at vedligeholdelse kun består af støvsugning – andre mulige kan være shampooering med ekstraktionsrensemaskine (vakuumsug).

Transport

Transportformen, når tæppet hentes fra butikken og til hjemmet, er ligeledes vigtig i forbindelse med den samlede miljøprofil af produktet. Valgmuligheder som kørsel i bil eller offentlige transportmidler gør en væsentlig forskel i denne del af produktets livsforløb.

Bortskaffelsesfasen

Tekstiler må ikke deponeres, men skal ved endelig bortskaffelse brændes, hvorved energiindholdet udnyttes og erstatter ikke-fornyelige energikilder som olie og naturgas.

Hovedscenarie - resultater

Resultatopgørelsen af hovedscenariet er her præsenteret processpecifikt.

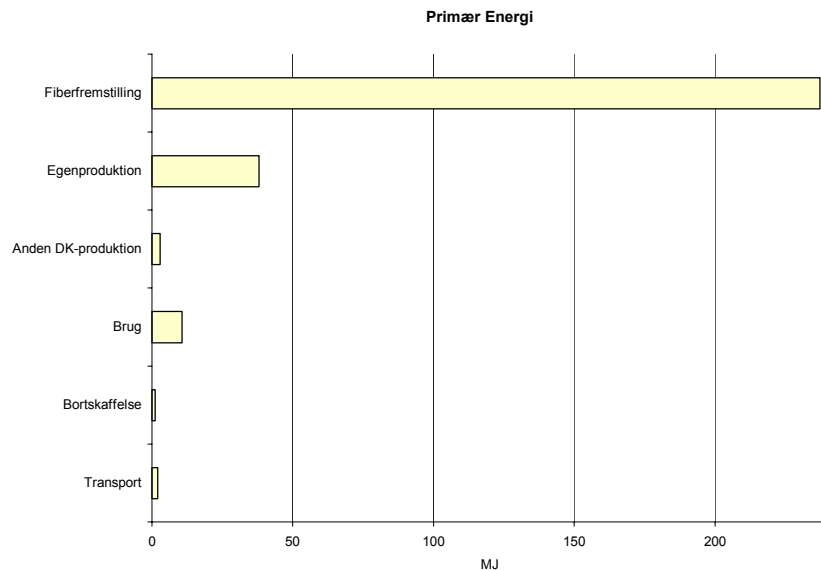
Produktionsprocesserne er samlet i to hovedgrupper: egenproduktion og anden DK-produktion, selv om de i modellen er opdelt i flere processer jvf. oversigten i afsnittet "Baggrundsdata". Egenproduktionen omfatter alle produktionsprocesser på nær fremstilling af polypropylen-backing, som betegnes anden DK-produktion.

Værdierne på de tre figurer kan ikke umiddelbart sammenlignes, da enheden ikke er ens for de fire kategorier. Forbruget af primær energi er opgjort i mega joule, MJ. Miljøeffektpotentialerne er præsenteret som milli person ækvivalenter og kan sammenlignes direkte. Milli person ækvivalenter er beregnet som den målsatte belastning for år 2000. Ved vægtning baseres vægtningsfaktorerne på globale (w) eller danske (DK) udledninger i år 2000.

Forbrug af primær energi

Forbruget af primær energi afspejler, hvilke processer der kræver meget elektrisk energi eller opvarmning af luft eller vand i forbindelse med div. processer.

Af figur 6-3 (forbrug af primær energi pr. funktionel enhed) ses det, at det primært er fiberfremstillingen, der tegner sig for et stort forbrug af energi, grundet energiforbruget til industriel fremstilling af fibre. I brugsfasen er det elektricitetsforbruget til støvsugning, der er årsag til belastningen. Forskellen svarer til, at forbrugeren skal støvsuge gulvtæppet ca. 20 gange om måneden i 10 år, for at brugsfasen kan opveje fiberfremstillingen.

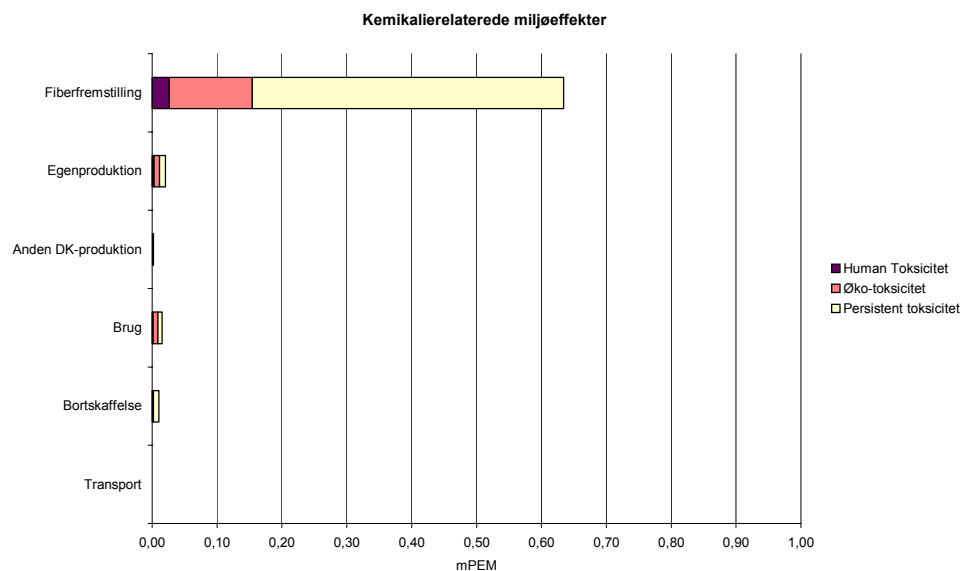


Figur 6.3 Forbrug af primær energi pr. funktionel enhed

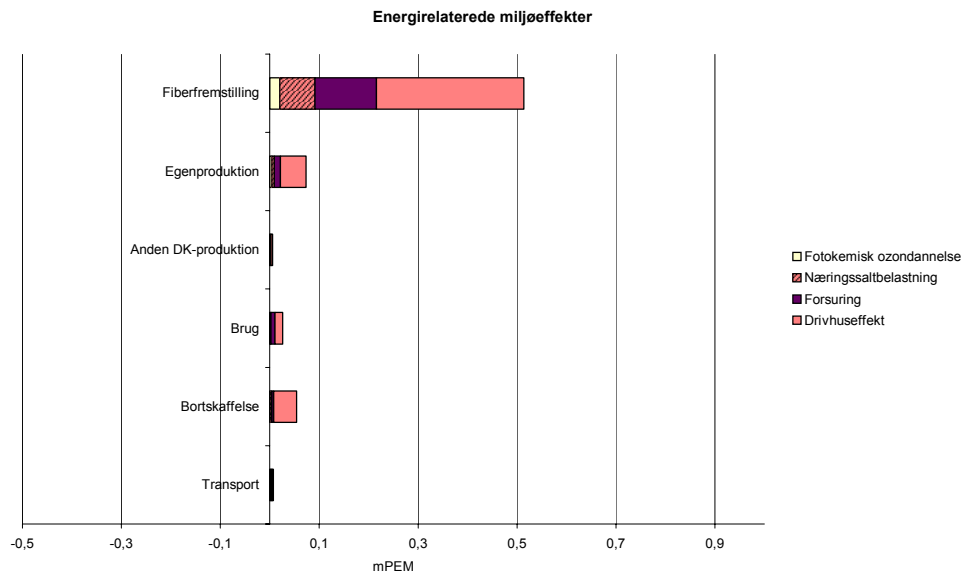
Miljøeffekt potentialer

De allerede nævnte forhold vedr. datakvalitet (især kemikaliemissioner til luft ved fremstilling af gulvtæppet) betyder, at resultaterne, der præsenteres i nedenstående, skal tages med forbehold. Kommentarerne til figurene er neutrale – dvs. der kommenteres på baggrund af, hvad der kan læses ud af dem, som de ser ud. I det efterfølgende afsnit (What-if diskussion) diskuteres bl.a. betydning af manglende data for resultatopgørelserne.

Af figur 6.4 (toksikologiske miljøeffektpotentialer pr. funktionel enhed) og figur 6.5 (energirelaterede miljøeffekter pr. funktionel enhed) ses, at bidragene til miljøeffektpotentialerne fortrinsvis stammer fra processen fiberfremstilling.



Figur 6.4 Toksikologiske miljøeffektpotentialer pr. funktionel enhed



Figur 6.5 Energirelaterede miljøeffekter pr. funktionel enhed

De energirelaterede miljøeffektpotentialer skyldes primært afbrændingen af fossile brændsler.

What-if diskussion

I dette afsnit vil det blive diskuteret, hvilken betydning manglende data har for resultatopgørelsen for hovedscenariet. Endvidere vil der blive draget relevante paralleller til scenarierne i de tre gruppe I cases.

Betydningen af datamangler for resultatopgørelsen

Da alle relevante energidata er medtaget i modellen, har manglende data ingen betydning for udseendet af figur 6.3 – forbrug af primær energi.

Tilsvarende gælder for figur 6.5, der primært for UMIPTEX vedrører energirelaterede miljøeffekter.

Det er derimod usikkert, hvilken betydning manglende data for mængder og human- og økotoxicitet af kemikalieemissionerne fra produktionen af tæppet har for udseendet af figur 6.4. I denne sammenhæng er det væsentligt at bemærke, at levetiden af tæppet er 10 år, og eventuelle effekter målt som mPEM (Milli person ækvivalenter målsat) derfor skal fordeles over forholdsvis lang tid.

Der er dog til gengæld ingen tvivl om, at tilsvarende manglende data for kemikalieemissioner til vand fra farvning (og vask) af tæppet ikke har den store betydning. Dels er der i modellen tilkøbet et kemisk fældningsanlæg (som det kendes i tæppeindustrien), dels viser miljøvurderingen af træningsdragten (hvor der også anvendes syrefarvestoffer), at effekten fra farvning af nylon med syrefarvestoffer er begrænset.

Paralleller til case-gruppe I scenarier

Et gulvtæppes livscyklus er meget forskellig fra beklædningstekstiler.

Da alle case-gruppe I produkterne er beklædningstekstiler, er det begrænset, hvor mange paralleller der kan trækkes fra miljøvurderingerne af disse.

Dette forhold kommer til udtryk i udseendet af figur 6.3 – forbrug af primær energi – der er meget forskellig fra de tilsvarende for case-gruppe I produkter (T-shirt, træningsdragt og arbejdsjakke). Energiforbruget til fiberfremstillingen er altdominerede. Sammenlignes med de tilsvarende figurer for hovedscenarierne for case-gruppe I produkterne, ses, at nok er fiberfremstillingen også meget væsentlig for disse; men brugsfasen (vask, tørring og strygning) har endnu større betydning.

For en tæppeproducent, der ønsker at forbedre gulvtæppets miljøprofil, er budskabet derfor ganske klart: Der skal arbejdes med genbrug af fibermaterialet.

Baggrundsdata

Systemstruktur i UMIPTEX-databasen for gulvtæppet

De angivne numre i højre kolonne i tabellen refererer til de ID-numre, som er anvendt i det oprindelige UMIP-PC-værktøj.

	Ref. nr. UMIPTEX-databasen
1 stk. Gulvtæppe, farvet	(TX0-06)
1 stk. Gulvtæppe – Materiale fase: 1,386 kg Polyamid 6.6 fibre (nylon) 0,160 kg Polypropylen fibre	(TX6-1-09) (TX1-06) (TX1-07)
1 stk. Gulvtæppe – Produktionsfase: 1,2 m ² Polypropylenbacking, råvæv (gulvtæppe) 1,2 m ² Tufkning af råvæv, tæppe 1,2 m ² Farvning og tørring af råvæv, tæppe 1,2 m ² Topskæring, tæppe 1,2 m ² Påføring af Scotchgard og bagside, tæppe 1 m ² Oprulning, tilskæring og pakning, tæppe	(TX6-2-22) (TX1-07-2) (TX24-2-80) (TX25-80) (TX27-2-80) (TX27-2-81) (TX28-1-08)
1 stk. Gulvtæppe – Brugsfase 120 m ² Støvsugning af tæppe	(TX6-3-07) (TX34)
1 stk. Gulvtæppe – Bortskaffelsesfase 0,133 kg affaldsforbrænding af polypropylen 1,1 kg Affaldsforbrænding af polyamid (nylon) 1,4 kg Affaldsforbrænding af Latex-skum	(TX6-4-07) (TX41-1-08) (TX41-1-05) (TX41-1-09)
1 stk. Gulvtæppe – Transportfase 740 kgkm Lastbil > 16 t diesel I andev. Termineret 740 kgkm Lastbil > 16 t diesel bytrafik Termineret 740 kgkm Lastbil > 16 t diesel moterv. Termineret	(TX6-5-07) (O32694T98) (O32695T98) (O32693T98)

Detaljer vedr. tæppe modellen i UMIPTEX-databasen

Forudsætninger:

- Gulvtæppet er sammensat – luven er af 100% nylon, grundvæven er af 100% polypropylen og bagsiden består af latex-skum.
- Levetiden er 10 år.
- Luven farves med syrefarvestoffer.
- Vedligeholdelse består af støvsugning.
- Produktets samlede vægt er 2633 g/m^2 – heraf luven 1100 g/m^2 – grundvæven 133 g/m^2 – bagsiden 1400 g/m^2 .

Funktionel enhed:

For tæppet er den funktionelle enhed defineret til:

"10 års brug af gulvtæppe – svarende til garanteret levetid"

Det er antaget, at gulvtæppet kan bruges i ti år før det kasseres. Det er antaget, at forbrugeren støvsuger gulvtæppet een gang hver måned, dvs. 120 gange i hele levetiden. Anden vedligeholdelse finder ikke sted.

Beregningerne foretages for "1 Gulvtæppe", dette skal omregnes i forhold til levetiden, og beregningerne skal omregnes til "per år".

Gulvtæpper af god kvalitet kan holde længere end ti år – op til 15 år er ikke usædvanligt. Tilsvarende kan levetiden for gulvtæpper af mindre god kvalitet være betydeligt kortere.

Endvidere kan vedligeholdelse af gulvtæpper også bestå af shampooering med ekstraktionsrensemaskine (vakuumsug) – men dette er ikke medtaget i dette projekt.

Bortskaffelse:

Det antages at gulvtæppet sælges i Danmark og bortskaffes ved affaldsforbrænding. Det betyder, at der skal afbrændes 1100 g/m^2 nylon, 133 g/m^2 polypropylen og 1400 g/m^2 bagside (latex-skum).

Støvsugning:

Det antages, at gulvtæppet støvsuges 120 gange i sin levetid. Det betyder, at der skal støvsuges 120 m^2 i gulvtæppets levetid.

Oprulning, tilskæring og pakning, tæppe:

Der skal anvendes 1 m^2 af denne proces (mængden er altid baseret udgående mængde for processen). Ved tilskæring (kantafskæring) er der et spild på ca. $0,8 \text{ m}^2$ for hver ca. $4,1 \text{ m}^2$ tæppe (virksomhedsdata) svarende til ca. $0,2 \text{ m}^2$ for hver kvadratmeter. Spildet pr m^2 proces af henholdsvis nylon, polypropylen og latex-skum er således 220 g ($0,2 \cdot 1100$), $26,6 \text{ g}$ ($0,2 \cdot 133$) og 280 g ($0,2 \cdot 1400$). Spildet antages at bortskaffes ved forbrænding. Der haves ingen data for mængde og type af emballage ved den videre transport – dette er ikke medtaget i modellen.

Påføring af Scotchgard og bagside, tæppe:

Som nævnt ovenfor skal der anvendes $1,2 \text{ m}^2$ af denne proces. Ved denne proces tilføjes en del vægt til produktet (latex-bagsiden); men da der regnes per m^2 , skal der stadig anvendes $1,2 \text{ m}^2$ af foregående proces. Så længe der er taget højde for vægtforøgelsen i øvrige data for processen, er dette tilladt.

Topskæring, tæppe:

Som nævnt ovenfor skal der anvendes 1,2 m² af denne proces. Ved denne proces fjernes en del vægt fra produktet (topskæring af luv som består af nylon); men da der regnes per m², skal der stadig anvendes 1,2 m² af foregående proces. Der haves ikke virksomhedsdata for luv-spildet – det antages at være ca. 5 % af nylonen for det færdige gulvtæppe. Der er således et anslået nylon spild på $(1,2 * 1,1) * 0,05 = 66$ g.

Farvning og tørring af råvæv, tæppe:

Der skal anvendes 1,2 m² af denne proces. Det antages, at spildet ved processen er ubetydeligt.

Tuftning af råvæv, tæppe:

Der skal anvendes 1,2 m² af denne proces. Det antages, at spildet ved processen er ubetydeligt.

Polypropylenbacking, råvæv (gulvtæppe):

Der haves ikke data for denne proces. Denne proces svarer overordnet til processen "vævning" for bl.a. dugen. Der er derfor i modellen for gulvtæppet taget udgangspunkt i data for vævning, hvilket anses for en rimelig antagelse. Det antages, at spildet ved processen er ubetydeligt. Der skal anvendes 1,2 m² af denne proces.

Polyamid 6.6 fibre (nylon):

Denne proces regnes pr. kg. Beregning af mængden af nylonfibre, der skal anvendes til fremstilling i 1 m² færdigt gulvtæppe, udføres ved, at de spild, der har været under ovenstående produktionsprocesser, regnes sammen og lægges til mængden af nylon i 1 m² færdigt gulvtæppe:

I det færdige tæppe indgår pr. m² færdigt gulvtæppe 1100 g nylon.
For processen "Oprulning, tilskæring og pakning, tæppe" er spildet 220 g
For processen "Topskæring, tæppe" er spildet 66 g.

Der skal således anvendes 1,386 kg af denne proces..

Polypropylen fibre:

Tilsvarende som for nylon regnes denne proces pr. kg.

I det færdige tæppe indgår pr. m² færdigt gulvtæppe 133 g PP.
For processen "Oprulning, tilskæring og pakning, tæppe" er spildet 26,6 g.

Der skal således anvendes ca. 0,160 kg af denne proces.

Transport:

Alle transportafstande er anslåede. Der regnes pr m² gulvtæppe. Se følgende tabel.

Transport	Mængde til et gulvtæppe	Kg km
Transport af nylonfibre fra fiberproducent i Tyskland til tæppeproducent i Danmark (DK)	1,386 kg transporteres 1000 km med lastbil	1386 kg km med lastbil
Transport af polypropylenfibre (PP) fra fiberproducent i Tyskland til PP-backing producent i DK	0,160 kg transporteres 1000 km med lastbil	160 kg km med lastbil
Transport af PP-backing fra producent til tæppeproducent – begge i DK	0,160 kg transporteres 100 km med lastbil	16 kg km med lastbil
Transport fra tæppeproducent til forretning i DK, lastbil	2,633 kg transporteres 100 km med lastbil	263,3 kg km med lastbil
Forbrugertransport – fra forretning til forbruger	2,633 kg transporteres 100 km med lastbil	263,3 kg km med lastbil
Transport af kasseret gulvtæppe (med dagrenovation)	2,633 kg transporteres 50 km med lastbil	131,6 kg km med lastbil

Lastbil i alt: 2220,02 kg km (Antages 33% bykørsel, 33% på landevej og 33% på motorvej). Dvs. total transport:

Proces nr. i UMIPTEX-database	Navn på proces	Transport behov
O32695T98	Lastbil >16t, diesel bytrafik TERMINERET	740 kg km med lastbil
O32694T98	Lastbil >16t diesel landev. TERMINERET	740 kg km med lastbil
O32693T98	Lastbil, >16t diesel motorv. TERMINERET	740 kg km med lastbil

Bilag 7: Håndtering af kemikalier i UMIPTEX

Når UMIP PC-værktøjet og tilhørende database anvendes til beregning af den samlede opgørelse for et produktsystem, er der mulighed for samtidig at beregne den samlede potentielle påvirkning af de forskellige miljøeffektkategorier. Denne beregning følger et fælles princip for alle miljøeffektkategorier. For hver enkelt stof, som udledes i livsforløbet, samt for hver miljøeffektkategori, bestemmes det specifikke bidrag til miljøeffektpotentialet i form af en effektfaktor. Denne effektfaktor udtrykkes i samme enhed for alle stoffer, således at det er muligt at addere dem. Når denne stofs specifikke effektfaktor multipliceres med den udledte mængde af stoffet, fås stoffets bidrag til miljøeffektpotentialet. Ved addition af alle disse bidrag fås ét samlet effektpotentiale for miljøeffektkategorien.

Generelt om håndtering af kemikalier i LCA

De fleste effektkategorier i LCA påvirkes kun af et begrænset antal kemikalier. Dette gælder drivhuseffekt, stratosfærisk ozonnedbrydning, forsurening, næringssaltbelastning samt fotokemisk ozondannelse. De kemikalier og kemikaliegrupper, som bidrager til disse effektkategorier, er listet f.eks. i UMIP-metode bogen (Wenzel et al., 1996). Beregningen af den funktionelle enheds samlede påvirkning af disse effektkategorier foretages automatisk af UMIP PC-værktøjet.

Effektkategorierne økotoksicitet og toksicitet over for mennesker udgør en særlig udfordring af flere årsager. Først og fremmest er alle kemikalier i princippet giftige, hvis udsættelsen for dem er tilstrækkelig stor. Det er derfor ikke en afgrænset gruppe af kemiske stoffer, der bidrager til disse effektkategorier. Desuden er det ikke en enkelt veldefineret effektmekanisme, der ligger til grund for giftvirkninger. Der er tale om en større gruppe af forskellige basale effektmekanismer, der har det til fælles, at de kan føre til giftvirkninger på økosystemer eller på mennesker.

I det følgende vil giftvirkninger og vurderingen heraf i LCA være i fokus. I første afsnit beskrives, hvorledes kemikalier håndteres i en mere eller mindre kvalitativ "matrix-LCA". I det efterfølgende afsnit beskrives, hvorledes kemikalier vurderes og deres effektpotentiale beregnes i den kvantitative UMIP-model og i UMIP PC-værktøjet.

Vurderingen af kemikalier foretages i en mere eller mindre trinvis fremgangsmåde, afhængig af dybden af LCA'en (matrix – detaljeret).

I første trin, hvor der skaffes et overblik over produktets miljøbelastninger i livsforløbet ved hjælp af en matrix LCA, er det ikke rimeligt af hensyn til tidsforbrug at gå i dybden med kemikalievurderingen. Her skaffes, på baggrund af de oplysninger som er tilgængelige, overblik over, om der i livsforløbet for produktet forekommer kemikalier, der i forvejen betragtes som farlige af myndigheder.

Næste trin afhænger af det aktuelle behov. Anvendes eller udledes f.eks. store mængder af specifikke kemikalier, som bør vurderes nærmere, eller er der helt andre parametre i produktets livsforløb, som der skal fokuseres på? Derefter modelleres produktets livsforløb i flere detaljer. For en række af normalt forekommende emissioner samt for emissioner, som er blevet vurderet i forbindelse med tidligere projekter i UMIP-regi, findes allerede effektfaktorer. Men for en lang række af emissioner er der endnu ikke beregnet effektfaktorer. Hvis disse emissioner skal bidrage til produktets samlede bidrag til effektkategorierne vedrørende giftvirkninger, skal der beregnes effektfaktorer for stofferne. Disse effektfaktorer skal indtastes i PC-værktøjet. Denne beregning af effektfaktorer bør udføres af eksperter, men principperne er kort gennemgået i et efterfølgende afsnit.

Vurdering af kemikalier i matrix-LCA

Kemikalier i LCA matricen omfatter kemikalier, der anvendes i produktionen, enten som råvarer eller som hjælpestoffer, samt udledninger til luft, vand og eventuelt jord. Det primære formål med vurdering af kemikalierne i matricen er at sikre, at der ikke overses væsentlige miljø- og sundhedspåvirkninger. Mange af kemikalierne anvendes i produktionen og vil sandsynligvis primært forårsage risici i arbejdsmiljøet. Arbejdsmiljø vurderes ikke på nuværende tidspunkt rutinemæssigt i LCA. Det er derfor muligt, at der i matricen vil indgå kemikalier, som ikke optræder i den senere mere detaljerede modellering af livsforløbet i et PC-værktøj. Men inddragelsen af kemikalier i matricen muliggør en kvalitativ vurdering af kemikalieanvendelsen i livsforløbet, dvs. det muliggør en vurdering af, hvorvidt der er taget hånd om de eventuelle problemer, anvendelsen af kemikalierne kan medføre. For eksempel, hvis der anvendes store mængder opløsningsmiddel, er der så taget de rette arbejdsmiljømæssige hensyn, og kan det ses på emissionerne fra virksomheden, eller er der effektive genvindings- og/eller rensesystemer?

Principper for vurderingen

Antallet af kemiske stoffer, som anvendes herhjemme, udgør mindst 20.000 forskellige stoffer (Bro-Rasmussen *et al.*, 1996), som hver især er forskellige med hensyn til miljø- og sundhedsskadelige egenskaber. Det er derfor meningsløst at skrive alle kemikalier, som optræder i det undersøgte produkts livsforløb, ind i LCA matricen. En sådan liste vil dels ikke bidrage til vurderingen, da mange stoffer kan betragtes som relativt harmløse, dels vil den blive uoverskuelig. Det er nødvendigt at foretage en indledende vurdering af, hvorvidt stofferne har særlige miljø- og sundhedsskadelige egenskaber. For at foretage denne vurdering tages to principper i anvendelse:

1. Om stofferne forekommer på lister over miljø- og sundhedsskadelige stoffer.
2. Om de anvendte produkter/hjælpestoffer er faremærkede med specifikke R-sætninger.

Desuden bør det overvejes, om der anvendes store mængder af kemikalier, som ikke optræder på disse lister, men som i kraft af de store mængder alligevel kan udgøre et problem.

Forekomst på lister

Der er allerede til en række andre anvendelser udarbejdet lister over stoffer, der betragtes som miljø- og/eller sundhedsskadelige.

Listen over uønskede stoffer samt effektlisten

Miljøstyrelsen har udarbejdet en liste over stoffer, som er uønskede i produkter på grund af stoffernes påvirkning af mennesker og/eller miljø. Denne Effektliste udgør udgangspunktet for listen over uønskede stoffer og indeholder ca. 1100 stoffer. Listen over uønskede stoffer indeholder ca. 100 stoffer, som er udvalgt fra effektlisten på grund af, at de anvendes i store mængder. Denne liste repræsenterer således stoffer, som danske myndigheder ønsker at begrænse anvendelsen af.

Listen over farlige stoffer og Miljøstyrelsens vejledende liste til selvklassificering af farlige stoffer

EU's liste over farlige stoffer følger nogle fastlagte kriterier for klassificering af farlige stoffer. Stoffer, der er klassificeret for sundheds- og/eller miljøfare, bør inkluderes i LCA matricen. Miljøstyrelsen har desuden udarbejdet en liste med vejledende fareklassificering for ca. 20.000 stoffer. Denne liste er udarbejdet på baggrund af estimerede effekter, beregnet ud fra strukturelle ligheder mellem stofferne.

Lister over stoffer som betragtes sundhedsskadelige i arbejdsmiljøet

Arbejdstilsynet og Arbejdsmiljøinstituttet vurderer jævnligt stoffers sundhedsskadelige egenskaber. Der har specielt været fokus på stoffer, som kan være kræftfremkaldende, kan medføre skader på nervesystemet og som kan skade forplantningsevnen. Stoffer, som vurderes at være sundhedsskadelige, og som bør inkluderes i LCA matricen, forekommer på følgende lister:

Kræft:

Liste over stoffer, der anses for at være kræftfremkaldende. At-vejledning C.0.1, Oktober 2000. [Alle stoffer på listen er medtaget].

Reproduktionsskader:

Reproduktionsskadende kemiske stoffer i arbejdsmiljøet. AMI-rapport Nr. 35/1991. [Stoffer med 'megen og begrænset evidens' er medtaget, dvs. gruppe 1 og 2 stofferne].

Nerveskader:

Nervesystemskadende stoffer i arbejdsmiljøet - en kortlægning. At-rapport Nr. 13/1990. [Stoffer i gruppe 3, 4 og 5 er medtaget].

Occupational neurotoxicity. Evaluation of neurotoxicity data for selected chemicals. Nordic Council of Ministers. Arbejdstilsynet.

Arbejdsmiljøinstituttet, 1995. [Stoffer i gruppe 1, 2A, 2B og 3 er medtaget].

Lister over stoffer som vurderes miljø- og sundhedsskadelige ved udledning til miljøet

Der er en række stoffer, som kan have miljø- og sundhedsskadelige effekter ved udledning til miljøet, og som der derfor enten er udarbejdet grænseværdier for, eller som det er fundet bør have særlig prioritet ved vurdering af udledninger. Det gælder stofferne på følgende lister:

Luftemissioner

Miljøstyrelsens Tabel over B-værdier. 1997.

Spildevand

VKI's udkast til vejledning om 'Tilslutning af industrispildevand til offentlige renselanlæg'. Udkast til MST-vejledning.

EU-liste 1 (Direktiv 76/464/EEC)

Bro-Rasmussen et al., 1994: EEC Water Quality Objectives for Chemicals Dangerous to Aquatic Environment (List 1). Reviews of Environmental contamination and Toxicology, Vol 137, 1994.

Fareklassifikation

Oftentimes vil virksomheder være i den situation, at de ikke kender sammensætningen af de produkter/hjælpstoffer, som anvendes i produktionen. I disse tilfælde er det selvfølgelig ikke muligt at vurdere, om der er stoffer som bør inkluderes i LCA matricen. Det er imidlertid lovpligtigt, at produkterne, hvis de har et nærmere angivet procent-indhold af farlige stoffer, skal være klassificeret og mærket efter gældende regler med Risiko- og Sikkerhedssætninger.

Tabel 7.1: Risiko-sætninger, som giver anledning til at produktet/det kemiske stof bør nævnes i matrix-LCA'en

R23 Giftig ved indånding	R49 Kan fremkalde kræft ved indånding
R24 Giftig ved indtagelse	R50 Meget giftig for organismer, der lever i vand
R25 Giftig ved hudkontakt	R51 Giftig for organismer, der lever i vand
R26 Meget giftig ved indånding	R53 Kan forårsage uønskede langtidsvirkninger i miljøet
R27 Meget giftig ved indtagelse	R54 Giftig for planter
R28 Meget giftig ved hudkontakt	R55 Giftig for dyr
R33 Kan ophobes i kroppen ved gentagen brug	R56 Giftig for organismer i jordbunden
R34 Ætsningsfare	R57 Giftig for bier
R35 Alvorlig ætsningsfare	R58 Kan forårsage uønskede langtidsvirkninger i miljøet
R39 Fare for alvorlig skade på helbred	R59 Farlig for ozonlaget
R40 Mulighed for varig skade på helbred	R60 Kan skade forplantningsevnen
R41 Risiko for alvorlig øjenskade	R61 Kan skade barnet under graviditeten
R42 Kan give overfølsomhed ved indånding	R62 Mulighed for skade på forplantningsevnen
R43 Kan give overfølsomhed ved kontakt med huden	R63 Mulighed for skade på barnet under graviditeten
R45 Kan fremkalde kræft	R64 Kan skade børn i ammeperioden
R46 Kan forårsage arvelige genetiske skader	R65 Farlig kan give lungeskader ved indtagelse
R48 Alvorlig sundhedsfare ved længere tids påvirkning	

Der er flere screeningsmetoder, som anvender klassificeringskriterierne til at prioritere mellem stoffer, heriblandt UMIP (Hauschild, 1996). I denne sammenhæng har vi taget udgangspunkt i UMIP-screeningsmetodens kriterier. R-sætninger, som resulterer i en effekt-score på 4 eller mere i UMIP screeningsmetoden, er vist i Tabel 7.1, dog er der medtaget enkelte nyere R-sætninger. Hvis produktet således er mærket med R-sætningerne nævnt i tabel 7.1, bør de inkluderes i LCA matricen.

Fremgangsmåde

Der udarbejdes en liste over samtlige anvendte kemikalier og kendte udledninger. Anvendte mængder bør så vidt muligt medtages, og det noteres, om der er tale om en udledning eller et stof, som anvendes i produktionen. Hvis der anvendes produkter, hvor sammensætningen ikke er kendt, noteres produktets faremærkning. På baggrund af denne liste inddeles kemikalier og udledninger i tre kategorier:

- **Kategori 1** er stoffer som er opført på Miljøstyrelsens liste over uønskede stoffer
- **Kategori 2** er alle øvrige stoffer, som forefindes på den samlede liste samt produkter, som er mærket med en eller flere af ovenstående R-sætninger.
- **Kategori 3** er alle øvrige stoffer. Kategori 3 stoffer indgår ikke i matrix LCA'en.

I matrix-LCA'en indgår således i bedste fald en total mængde kategori 1 og kategori 2 stoffer. Hvis det ikke har været muligt at skaffe informationer om anvendte/udledte mængder, indgår der et antal stoffer i henholdsvis kategori 1 og kategori 2.

Vurdering af kemiske stoffer i UMIP-model I en

For andre miljøeffektkategorier end giftvirkninger har det været muligt og hensigtsmæssigt at udtrykke den potentielle miljøpåvirkning af hver enkelt emission i forhold til et referencestof, dvs. hvor meget mere eller mindre bidrager det specifikke stof i forhold til referencen. Effektpotentialet udtrykkes således f.eks. for drivhuseffekt som CO₂-ækvivalenter. Når det drejer sig om giftvirkninger, hvor der er mange forskellige effektmekanismer, er det svært at forholde alle stoffer til ét referencestof, da effektmekanismerne for det specifikke stof og referencestoffet kan være forskellige. Det er derfor, populært sagt, valgt at udtrykke et stofs effektfaktor for giftvirkninger som den mængde jord, vand eller luft, som 1 g af stoffet skal fortyndes i for ikke at medføre giftvirkninger.

De stoffer, for hvilke der ikke findes effektfaktorer i UMIP PC-værktøjet, bidrager ikke til vurderingen af livsforløbets samlede påvirkning af effektkategorierne økotoksicitet og toksicitet over for mennesker. Det er derfor nødvendigt, specielt hvis stoffet forekommer i kategori 1 eller 2 i matrix LCA'en, at beregne effektfaktorer for stoffets bidrag til disse effektkategorier. Følgende afsnit beskriver, hvorledes effektfaktorerne beregnes (og hvordan de effektfaktorer, som allerede findes i UMIP PC-værktøjet, er beregnet).

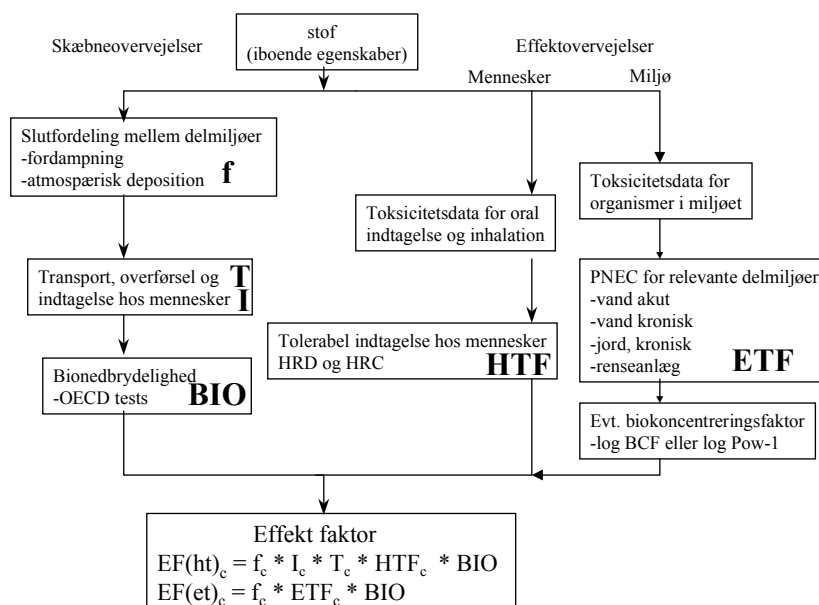
Det er vigtigt at bemærke, at metoden endnu kun er operationaliseret i forhold til udledninger til det ydre miljø, dvs. toksiske påvirkninger af mennesker under brug af produktet, herunder arbejdsmiljø, samt i indeklima vurderes ikke i den nuværende metode.

Metodegrundlag

Metoden til beregning af effektfaktorer for toksicitet og økotoksicitet baserer sig på stoffets iboende egenskaber og inkluderer det kemiske stofs skæbne i miljøet samt dets effekter på levende organismer. De egenskaber ved stoffet, som er centrale i denne sammenhæng, er:

- Toksicitet, evne til at forårsage skadevirkninger
- Persistens, evne til at forblive i miljøet i lang tid
- Bioakkumuleringspotentiale, evne til at opkoncentreres i levende organismer og evt. overføres fra et led i en fødekæde til det næste (biomagnifikation). Herunder også stoffets evne til at opkoncentrere i fødevarer til mennesker.

I figur 7.1 ses en skematisk fremstilling af de skæbne- og effektovervejelser, der ligger til grund for fastsættelsen af effektfaktorer.



Figur 7.1: Fastsættelsen af effektfaktorer gennem skæbne- og effektovervejelser

I figuren indgår en række parametre, som kort vil blive forklaret i det følgende.

Fordelelsfaktoren f_c introduceres i beregningerne fordi et stof udledt til ét delmiljø kan bidrage til toksicitet i andre delmiljøer (f.eks. en luftemission, som afsættes på jord- og vandoverflader). Om og i hvilken grad et stof omfordeles, afhænger af såvel stoffets iboende egenskaber som de involverede processer i miljøet. Værdien for f_c er mellem 0 og 1, og baseres på information om stoffets halveringstid i luft (τ), Henry's lovkonstant (H) (hvor let stoffet fordampes fra vand), samt den relative procent-andel af jord- og vandoverflade i det betragtede område.

Transport og overføringsfaktoren T_c anvendes kun i effektfaktoren for toksicitet overfor mennesker. T_c introduceres for at tage hensyn til opkoncentrering eller fortynding af stoffet i det medie, mennesker indtager. Eksempelvis vil et stof, som ender i delmiljøet overfladevand, kunne blive optaget i fisk eller skaldyr, som senere kan blive spist af mennesker. Biokoncentreringsfaktoren BCF anvendes til at beskrive, hvor meget af det kemiske stof, som optages i fisk og skaldyr.

Indtagelsesfaktoren I_c giver værdier for den daglige gennemsnitlige indtagelse af henholdsvis kød, mælk, vegetabiliske afgrøder, fisk og skaldyr, vand, jord samt luft. Der anvendes gennemsnitsværdier for Danmark.

Bionedbrydelighedsfaktoren BIO giver et mål for, hvor let stoffet nedbrydes i miljøet. BIO kan antage værdierne 0,2, 0,5 eller 1, svarende til henholdsvis let bionedbrydelig, bionedbrydelig og ikke-bionedbrydelig. Stoffer karakteriseres

med disse betegnelser, når de undersøges for bionedbrydelighed ifølge OECD eller EU-retningslinier.

Toksicitetsfaktoren *HTF* er et udtryk for stoffets giftvirkning over for mennesker. Giftvirkningen undersøges ved dyreeksperimentelle undersøgelser, hvor det søges at bestemme, hvilke doser af stoffet der forårsager giftvirkninger enten umiddelbart (akut) eller ved langtidsstudier. Data fra sådanne undersøgelser kan findes i let tilgængelige databaser som f.eks. RTECS (1999), HSDB (1999) og IRIS (1999). På baggrund af disse data og nogle fastsatte vurderingsfaktorer bestemmes den daglige dosis (HRD eller HRC), som ikke forventes at give giftvirkninger hos mennesker på lang sigt. *HTF* defineres som den reciprokke af denne værdi.

Økotoksicitetsfaktoren *ETF* udtrykker stoffets giftvirkning over for organismer i miljøet. Undersøgelser af giftvirkningen foretages oftest på organismer, der lever i vand (alger, krebsdyr og fisk), hvor det bestemmes, hvilke koncentrationer af stoffet (i vandet), der forårsager giftvirkninger. Data fra sådanne undersøgelser kan findes i let tilgængelige databaser som f.eks. AQUIRE (1992), RTECS (1999) og HSDB (1999). På baggrund af disse data samt nogle fastsatte vurderingsfaktorer bestemmes den koncentration af stoffet, som ikke forventes at give anledning til giftvirkninger i miljøet (PNEC) ved akut samt ved kronisk eksponering. *ETF* defineres som den reciprokke af PNEC.

Biokoncentrationsfaktoren *BCF* er et udtryk for stoffets evne til at ophobe sig i levende organismer. Den bestemmes oftest ved at undersøge, om fisk indeholder en højere koncentration af stoffet end det vand, fisken lever i. Generelt siges, at stoffet biokoncentreres, hvis koncentrationen i fisken er 100 gange højere end i vandet. Ofte hænger denne evne sammen med stoffets fedtopløselighed og kan derfor estimeres ud fra stoffet fordeling mellem oktanol og vand ($\log P_{ow}$). Som det fremgår af udtrykket for effektfaktoren $EF_{Fet_{(c)}}$ optræder biokoncentreringfaktoren normalt ikke, hvilket skyldes, at fisk i langtidsforsøg forventes at have opkoncentreret det kemiske stof, således at der ved bestemmelsen af giftvirkningen er taget hensyn til biokoncentrering. Hvis PNEC er bestemt ud fra korttidsforsøg, bør *BCF* inddrages.

For at bestemme fordelingsfaktor, transport- og overføringsfaktor samt ofte også biokoncentrationsfaktor kræves en del fysiske og kemiske data om stoffet. Disse data kan ofte også findes i de nævnte databaser eller kan estimeres ud fra stoffets strukturelle ligheder med andre stoffer (QSAR-metoder).

Ovenstående beskriver i hovedtræk proceduren for bestemmelse af effektfaktorer. En detaljeret beskrivelse af beregninger og vurderingsprincipper findes i UMIP-metoden (Hauschild, 1996). Bestemmelse af effektfaktorer kræver ekspertise og det anbefales, at der søges bistand hos kvalificerede rådgivere, hvis dette er aktuelt. Det anslås, at bestemmelse af effektfaktorer gennemsnitlig tager 6-8 timer pr. stof.

Når der findes effektfaktorer for alle stoffer, som udledes i det undersøgte produkts livsforløb, beregner UMIP PC-værktøjet produktsystemets samlede påvirkning af miljøeffektkategorierne toksicitet overfor mennesker og økotoksicitet. Dette gøres ved at multiplicere de udledte mængder af kemikalier med den respektive effektfaktor, og påvirkningen af miljøeffektkategorierne angives som et antal m^3 (kan tolkes som det antal m^3

jord, vand eller luft, som produktsystemet forurener op til et nul-effekt-niveau).

Normalisering

Ved normaliseringen relateres produktets samlede bidrag til hver enkelt effekttype til den totale påvirkning af denne effekttype. Samfundets samlede påvirkning opgøres og divideres med det relevante antal personer (for globale effekter er det verdens samlede befolkning, mens det for regionale og lokale effekter er Danmarks befolkning), hvilket resulterer i en samlet påvirkning per person (personækvivalent). Produktets bidrag kan således præsenteres som et antal personækvivalenter. Normalisering har tre formål:

- Sammenligning mellem miljøeffektkategorier ved hjælp af personækvivalenterne
- Fejlcheck. Hvis produktet bidrager iøjnefaldende meget mere til en effekttype i forhold til andre, eller i forhold til, hvad man vil forvente, kan vurderingen gennemgås med henblik på at checke beregninger og opgørelser
- Rent præsentationsteknisk. Da der anvendes samme enhed, kan effekterne præsenteres sammen.

Normalisering af giftvirkninger er foretaget på baggrund af et skøn over udledninger af giftige kemiske stoffer i Danmark.

Vægtning

Normaliseringen giver et ens sammenligningsgrundlag for alle miljøeffektkategorierne, fordi de alle relateres til, hvor meget produktsystemet påvirker i forhold til den totale påvirkning. Men det kan også være nødvendigt at vurdere, hvor vigtig påvirkningen er miljømæssigt (hvad er værst; forsurening eller næringsaltbelastning?). Dette er i høj grad en svær vurdering, som der ikke er noget endegyldigt svar på. UMIP-metoden tager de politisk besluttede mål for reduktion af miljøpåvirkninger som indikation for, hvor vigtig miljøpåvirkningen anses. De normaliserede effektpotentialer vægtes således med en faktor, som indikerer betydningen af miljøeffektkategorien i dansk og international politik. For giftvirkninger er vægtningsfaktoren forholdet mellem giftvirkningspotentialer af de aktuelle udledninger i 1990 og giftvirkningspotentialer af de målsatte udledninger i 2000.

Pesticider

Beregninger af effektfaktorer for økotoksicitet og human toksicitet er foretaget efter UMIP-metoden som beskrevet i Hauschild et al (1998a) og Hauschild et al (1998b).

Hvad angår estimering af stoffernes skæbne i renseanlæg (dvs. estimering af fordelingsfaktorer for renseanlæg) er principperne i TGD'en (EC, 1996, part II appendix II) brugt. I de tilfælde, hvor brugen af disse principper, som er baseret på modellen SimpleTreat, ville være stærkt fejlbehæftet (f.eks. for detergenter, hvor skæbnen ikke kan baseres på $\log K_{ow}$), er der brugt målte fordelingsværdier. Disse værdier er fundet i videnskabelige artikler ved litteratursøgning.

Ved estimering af effektfaktorer for human toksicitet er der udelukkende anvendt log K_{ow} værdier (som foreskrevet i UMIP), da målte relevante fordelingsfaktorer stort set ikke eksisterer. De estimerede effektfaktorer for human toksicitet, hvad angår amphiphile/polære stoffer (f.eks. detergenter) er derfor behæftede med væsentlig større usikkerhed end de øvrige.

Ved estimering af skæbne for pesticider ved sprøjtning (f.eks. af en bomuldsmark) er principperne i Hauschild (2000) brugt - dog med den modifikation, at den pesticidmængde, der fordampes fra marken, betragtes som emission til luft. Herved tages pesticidets halveringstid i luft i betragtning.

Datagrundlaget for de beregnede effektfaktorer er primært hentet fra "stofdatabaser" og håndbogslitteratur som f.eks. databasen EUCLID (1996) og håndbogen "Nikunen" (Nikunen, 1990). Herudover har det for fysisk/kemiske data drejet sig om bl.a. SRC log P database (1999) og Howard (1989), og for økotoksikologiske effektdata bl.a. om databasen AQUIRE (1999). Hvad angår human toksikologiske effekter kan nævnes kilderne RTECS (2000) og HSDB (2000).

De under UMIPTX beregnede effektfaktorer (i m^3/g) med tilhørende relevante fordelingsfaktorer for renseanlæg (emission from Waste Water treatment) og for sprøjtning på mark (emission from technosphere) findes i databasen.

Referenceliste for beregning af effektfaktorer

Nikunen, E., R. Leinonen & A. Kultamaa (1990). Environmental Properties of Chemicals. Ministry of Environment. Research Report 91. VAPK-Publ. Helsinki.

Howard, P.H. (1989). Handbook of Environmental Fate and Exposure Data For Organic Chemicals. Lewis Publ. Vol. I (1989), II (1990), III (1991), IV (1993).

AQUIRE (1999). Aquatic Toxicity Information Retrieval Database. EPA, United States Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/ecotox/>.

IUCLID (1996). International Uniform Chemical Information Database. Existing chemicals. 1st ed. European Chemicals Bureau. Environment Institute, Ispra, Italy.

HSDB. (2000) Hazardous Substances Data Bank (HSDB®). Vers. 2000/03. National Library of Medicine (NLM), USA. <http://www.nlm.nih.gov/>.

RTECS (2000). Registry of Toxic Effects of Chemical Substances, Vers. 2000/04
National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH), USA. CD-ROM: SilverPlatter International N.V.

HSDB (2000). Hazardous Substances Data Bank, Vers. 2000/03
National Library of Medicine (NLM), USA. CD-ROM: SilverPlatter International N.V.

Syracuse log P database (1999). Database med adgang fra internettet. <http://esc.syrres.com/cgi-bin/odbic.exe/~templates/kowtp.htm>.

Hauschild M., Olsen S.I. and Wenzel H. (1998b). Human toxicity as a criterion in the environmental assessment of products. In: Environmental Assessment of Products: Volume 2: Scientific background, Hauschild M. and Wenzel H. (eds.), Chapman & Hall, pp. 314-443.

Hauschild M., Wenzel H., Damborg A. and Tørsløv J. (1998a). Ecotoxicity as a criterion in the environmental assessment of products. In: Environmental Assessment of Products: Volume 2: Scientific background, Hauschild M. and Wenzel H. (eds.), Chapman & Hall, pp. 203-314.

Hauschild, M. (2000). Estimating pesticide emissions for LCA of agricultural products. From B.P. Weidema and M.J.G. Meeusen (eds.). Agricultural data for life cycle assessments. Report No. 2.00.01, pp. 64-79. Agricultural Economics Research Institute (LEI), The Hague. ISBN 90-5242-563-9.

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.

Bilag 8: Data for bomuldsdyrkning og høst

Der er gennemgået adskillige referencer for at finde de bedste og seneste tal for forbrug af gødning, insekticider, herbicider (ukrudtsmiddel), fungicider (svampemidler), vækstfremmere og afløvningsmidler (i forbindelse med høst), vand og energi til dyrkning, høst og egrenering (maskinel adskillelse af fibre fra plantedele etc.). Endvidere er data for høstudbytte, mængde af affald, samprodukter (bomuldsfrø til foder, bomuldsfrø til olie) væsentlige.

Høstudbytte

Det skal understreges, at der er meget store forskelle i høstudbytte, forbrug af gødning og kemikalier fra land til land og endog fra en region i et land til et andet. I ICAC (1993), kan bl.a. ses, at det bedste høstudbytte i 1992/93 var udbyttet i Brasilien (West Minas Gerais regionen) på 2.154 kg/ha, og det dårligste var i Uganda (BPA Zone) på 133 kg/ha! Der må derfor anvendes gennemsnitsbetragtninger for hele verden, eller der kan vælges et land/region, som data gælder for. Vi har valgt den sidste løsning, idet manglende data på flere områder gør det praktisk umuligt at fremkomme med rimelige og anvendelige gennemsnitsestimater for alle datatyper. Nedenstående beregningsprincipper, der gælder for USA, vil kunne gennemføres for andre lande, forudsat naturligvis at grunddata forligger. USA er sammen med Kina de to suverænt største producenter, begge med ca. 16% af verdensproduktionen i 1991/92 (TAS, 1992). I 1995/96 var fordelingen henholdsvis 20% og 23% (Melliand, 1996).

I 1992/93 (ICAC, 1993) var det gennemsnitlige høstudbytte i USA (4 regioner) ca. 785 kg pakket råbomuld/ha.

Forbrug af gødning

Per hektar blev anvendt følgende mængder af gødning: Ca. 106 kg nitrogen/ha ($\sigma = 25$, idet σ er standardafvigelsen), fosfor ca. 63 kg P_2O_5 /ha ($\sigma = 12$) og kalium ca. 64 kg K_2O /ha ($\sigma = 28$). Eller pr. kg pakket råbomuld henholdsvis: 0,14 kg N, 0,08 kg P_2O_5 og 0,08 kg K_2O .

Forbrug af andre kemikalier

Når det gælder andre kemikalier som insekticider, er der et utal af forskellige midler mod et utal af forskellige insekter. Tilsvarende gælder for herbicider mod ukrudt og midler mod diverse potentielle skader som svamp. Vi har valgt at medtage et repræsentativt kemikalie fra hver af de 5 hovedgrupper insekticider, herbicider, fungicider samt vækstfremmere og afløvningsmidler. I tabel 8.1 er angivet nogle eksempler - og de var i 1997/98 alle meget udbredte i USA (USDA, 1999). I tabellen er endvidere angivet doseringen per kemikalie (aktivt stof). I mængden, der er angivet, er taget højde for, at stoffet

kan tilsætte ad flere omgange. Doseringen er også omregnet til ” per kg pakket råbomuld (gram per kg). Til omregningen er det gennemsnitlige høstudbytte i USA fra 1992/93 anvendt, dvs. ca. 785 kg pakket råbomuld per hektar.

Tabel 8.1 Forbrug af kemikalier - bomuldsdyrkning

Type	Aktivt stof	Dosering pr. kemikalie (aktivt stof) ¹	Dosering pr. kg pakket råbomuld (g/kg)
Insekticid	Methyl Paration	1,88 kg/ha	2,5
	Aldicarb	0,72 kg/ha	1
	Malathion	5,5 kg/ha	7
Herbicid	Trifluralin	0,85 kg/ha	1
	Fluometuron	0,81 kg/ha	1
	Glyphosate	1,15 kg/ha	1,5
Fungicid	Quintozene(PCNB)	0,75 kg/ha	1
	Captan	-	-
Vækstfremmer	Ethephon	1,10 kg/ha	1,5
Afløvningsmiddel	Paraquat	0,34 kg/ha	0,5
	Natrium Chlorat	2,83 kg/ha	3,5

Dosering af kemikalier er vanskelig at overskue. Fokuserer man på doseringen af det enkelte kemikalie, er ovenstående mængde korrekte. Men da bomuld kan blive angrebet af mange forskelle insekter og blive hæmmet af mange forskellige ukrudstyper, vil der typisk skulle anvendes flere forskellige kemikalier. Dette betyder, at den samlede dosering af især insekticider og herbicider er betydeligt højere end doseringen for et enkelt stof. I følge Coupe et al (1998) anvendes insekticider og herbicider i op til henholdsvis ca. 5 kg/ha og 7 kg/ha.

I UMIPTEX er der valgt at anvende følgende stoffer og mængder i beregningerne:

- Insekticid: 6 gram Esfenvalerate per kg bomuld
- Herbicid: 9 gram Trifluralin per kg bomuld
- Fungicid: 1 gram Captan per kg bomuld
- Vækstfremmer: 1,5 gram Etephon per kg bomuld
- Afløvningsmiddel: 0,5 gram Paraquat per kg bomuld.

Der skal således fremstilles i alt 18 gram ”pesticider” per kg bomuld.

Insekticidet Esfenvalerate er i følge USDA (1999) ikke blandt de mest udbredte, men anvendtes dog. Insekticidet er valgt til UMIPTEX, da der ikke kunne fremskaffes tilstrækkelige data til beregning af effektfaktorer for de mest udbredte insekticider.

Energiforbrug

Angående energiforbrug til dyrkning og høst har vi desværre ikke kunne finde gode nyere data end beregnet og angivet i van Winkle et al. (1978). I nyere tid har både Kallila, E. (1997) og Laursen, S.E. et. Al (1997) grundigt gennemgået litteraturen uden at kunne finde nyere og bedre data. Tal angivet i andre kilder f.eks. Svensson (1995) vurderes ikke at være korrekte.

Van Winkle et al. (1978) angiver et energiforbrug på 49 MJ/kg pakket råbomuld. I tallet er inkluderet elektricitet og brændsel til dyrkning, høst og egrenering. Endvidere er energi til produktion af gødning og pesticider inkluderet i Van Winkles data.

For at kunne estimere energiforbruget til fremstilling af økologisk bomuld har det dog været nødvendigt at opgøre energiforbruget til fremstilling af gødning og pesticider i separate processer.

Van Winkle (1978) har i sin tabel 1 angivet energiforbruget til dyrkning og høst af bomuld. Van Winkle angiver sine data i "kWh equivalents per lb lint cotton", og kWh ekvivalenterne svarer til "fossil fuel equivalents", svarende til det niveau, der i UMIP-metoden betegnes "primær energi". Van Winkle angiver, at forbruget af elektricitet er ganget med 3 for at omregne til "fossil fuel equivalents".

Disse "fossil fuel equivalents" er her omregnet for at kunne anvendes i overensstemmelse med UMIP-metoden. For at kunne beregne de emissioner, ressourceforbrug og affaldsmængder, som fremstilling af energi medfører, har det været nødvendigt at estimere, hvor meget energi bomuldsproducenterne modtager per kg høstet bomuld – beregnet i de kWh el og kg olie, landmanden modtager. Van Winkles data er omregnet fra lb til kg, og elforbruget er omregnet til den modtagne mængde el ved at dividere med 3. De øvrige energiforbrug er omregnet til de mængder energiressource, der anvendes. Til beregningen er følgende energiindhold anvendt 53,49 MJ per kg naturgas, 46,4 MJ per kg LP gas, 45,85 MJ per kg dieselolie og 46,89 MJ per kg benzin.

Med disse modificeringer kan Van Winkles data omregnes til følgende: Til dyrkning og høst af bomuld (uden energiforbrug til fremstilling af pesticider og gødning) anvendes:

- El: 0,91 kWh per kg høstet bomuld
- Naturgas: 0,152 kg per kg høstet bomuld
- LP gas: 0,027 kg per kg høstet bomuld
- Diesel olie: 0,235 kg per kg høstet bomuld
- Benzin: 0,108 kg per kg høstet bomuld.

Energiforbruget til fremstilling af pesticider og gødning fremgår af processerne TX-K-05, TX-K-06, TX-K-07 og TX-K-08, og det bør måske bemærkes, at disse energiforbrug stemmer godt overens med det energiforbrug, Van Winkle angiver, selv om der er anvendt meget nyere referencer.

Vandforbrug

Angående vandforbrug er virkelighedens verden præcis lige så kompliceret som for anvendelsen af kemikalier. I nogle egne er det slet ikke nødvendigt at kunstvande, idet det regner tilstrækkelig. Følgende beregning er foretaget:

Bomuld behøver ca. 50 cm vand i en vækstsæson – enten i form af regn eller kunstvanding (Lee et al., 1984). Dette giver ca. 5000 m³ per hektar. I USA i 1992/1993 blev der kun kunstvandet på ca. 43% af arealet. For den del, hvor der blev anvendt kunstvanding, var der et meget varierende brug af kunstvanding. En gennemsnitlig vægtning med mere end 30% af arealet med total kunstvanding vurderes derfor ikke at være rimelig. For USA med et gennemsnitlig udbytte på ca. 785 i 92/93 fås der dermed et estimat på $5000 \cdot 0,3 / 785 = \text{ca. } 2 \text{ m}^3$ vand per kg pakket råbomuld. Dette er, hvad det vurderes, der skal bruges som minimum i USA. Marini (1996) angiver, at det

reelle vandforbrug kan komme helt op på 29 m³ pr kg pakket råbomuld i visse egne af verden.

Allottering

For hvert kg bomuld, der produceres, fås ca. 2 kg bomuldsfrø. Bomuldsfrø kan anvendes til bl.a. olie eller foder. Bomuldsfrø er således ikke et egentligt affaldsprodukt, men det der i LCA-sammenhæng benævnes et "samprodukt". Dette repræsenterer en værdi for bomuldsdyrkeren, men for bomuldsdyrkeren er der ikke tvivl om, at bomuld er hovedproduktet. Den økonomiske værdi af bomuldsfrø udgør kun ca. 20% af den totale indtægt (van Winkle et al, 1978). Det er derfor valgt at tildele fiberproduktionen hele miljøbelastningen.

Affaldsmængder

Mængden af affald ved egreneringen - hovedsageligt planterester - varierer meget efter høstmetoden. Ved håndplukning er den meget lille, kun ca. 0,03-0,32 kg/kg råbomuld. Der findes to principper ved maskinplukning: "Machine-picking" og "Machine-stripping". De tilsvarende affaldstal er henholdsvis 0,09-0,42 og 0,95-2,91 kg/kg råbomuld (Lee et al, 1984). I USA plukkes al konventionel bomuld med maskiner, og fordelingen mellem metoderne var i 1992/93 (ICAC, 1993) henholdsvis 79% og 21%. Dette giver i gennemsnit ca. 0,7 kg affald per kg råbomuld.

Kemikalierester på bomuldsfibre

Det sidste aspekt, som kræver lidt overvejelse, er den mængde af dyrkningskemikalier, der kan sidde på overfladen af råbomulden. Disse kemikalier vil i teorien (hvis de optræder i tilstrækkeligt store mængder) dels kunne give anledning til arbejdsmiljøproblemer ved håndteringen af råbomulden og dels kunne give miljøproblemer, idet de vil blive udvasket ved den senere vådbehandling i forbindelse med tekstilproduktion. Der findes meget lidt litteratur om dette område. I Henry et al (1991) er problematikken i forbindelse med brugen af afløvningsmidlet arsensyre undersøgt. Arsensyre var tidligere det mest udbredte afløvningsmiddel. Her blev der i 14 partier råbomuld fundet i gennemsnit ca. 100 ppm med niveauer fra ca. 1 til 325 ppm, men væsentligt større mængder i det vegetabiliske affald. I undersøgelsen blev også påvist, at efter vask i forbindelse med forbehandling er arsensyren ikke mere sporbar i fibrene. Fra analoge undersøgelser på uld nås samme konklusion (får påføres ofte pesticider for at beskytte dem mod primært parasitter) : Efter vask af fibrene i forbindelse med tekstil vådbehandling findes der normalt ikke rester af pesticider i fibre.

Hvilke pesticider findes så i råbomuld og i hvor store mængder? Ud fra devisen om at pesticiderne skal sætte sig på fibrene, er det ikke realistisk, at pesticider, brugt tidligt i bomuldsplantens vækstfaser, hvor der slet ikke er dannet fibre endnu, eller hvor eventuelle fibre sidder beskyttet inde i frø kapslerne vil kunne findes i sporbare mængder på fibre. Det må derfor være rimelige at antage, at der kun kan findes spor af afløvningsmidler og ikke andre.

Brugen af arsensyre som afløvningsmiddel må anses at være stort set udfaset i USA. Stoffet findes i hver fald ikke på den seneste tilgængelige liste over

udbredte midler (USDA, 1999). I mangel af undersøgelser antages, at der for de enkelte i kemikalie "worst case" findes ca. 0,005 gram afløvningsmidler per kg bomuld på bomuldsfibrene. Denne mængde videregives til tekstilet, hvor det antages, at det hele vaskes ud i forbehandlingen.

Referenceliste for data for dyrkning og høst af bomuld

EU, 1998. Establishment of ecological criteria for textile products. Environmental Assessment.

Kalliala, E., 1997. The ecology of textiles and textile services. A life cycle assessment study on best available applications and technologies for hotel textile production and services. Finland.

Svensson, E., 1995. Livscykelanalys – Arbetskläder – Inventering. IFP. Sverige.

van Winkle et al, 1978. Cotton versus polyester. American Scientist, Volume 66.

ICAC, 1993. Survey of cotton production practices. International Cotton Advisory Committee. Report prepared by the secretariat for the 52nd Plenary Meeting held in New Delhi, India.

Laursen, S.E et al, 1997. Environmental assessment of textiles. Environmental Project No. 369. Miljøstyrelsen, Danmark.

TAS, 1992. The Agrochemical Service. County NatWest and Wood Mac Business Consultancy Unit.

Melliand International (2), 1996. Fiber World production 95. June 1996.

Dollacker, A., 1996. Rolle des pflanzenschutzes im Baumwollanbau. Melliand Textilberichte 12/1996.

Coupe, R.H. et al, 1998. Relation of usage to the occurrence of cotton and rice herbicides in three streams of the Mississippi Delta. Environ. Sci. Technol, 32, 3673-3680.

USDA, 1999. Agricultural Chemical Usage. 1998 Field Crops Summary. United States Department of Agriculture, May 1999.

Lee J.A. et al, 1984. Cotton as a world crop. Agronomy Monograph Series No. 24. Wisconsin, USA.

Marini I, et al, 1996. Welche sind die wichtigen Unterschiede zu den anderen cellulosischen Fasern? Lenzing-Lyocell. 17. IFVTCC Kongress, Wien.

Henry et al, 1991. Effects of mechanical ginning and wet treatments on arsenic acid desiccant residues in cotton. USDA, ARS. Cotton quality Research Station, Clemson, S.C., USA.

Hauschild M: Estimating pesticide emissions for LCA of agricultural products. Fra: B P Weidema og M J G Meeusen (eds.): Agricultural data for life cycle assessments, LCAnet Food.

Bilag 9: Data for spinding

Dette notat omfatter ringspinding og OE spinding af bomuld eller syntetfibre eller blandinger heraf i bomuldssystemet. Grundlaget for notatet er referencerne, angivet i kapitlets referenceliste.

Garner opdeles overordnet efter to funktioner: garner til henholdsvis trikotage og vævede varer. Fremstilling af spundne trikotagegarner og vævegarner af samme fibertype forløber meget ens inden for de enkelte spindesystemer. Groft sagt er den eneste fremstillingstekniske forskel snoningsantallet, der tilføres sidst i fremstillingsforløbet. Trikotagegarner får det færreste antal snoninger. Dette betyder, at en produktionslinje, der er sat op til trikotagegarner, relativt nemt kan omstilles til at producere vævegarner. At dette ikke gøres i praksis, skyldes hensynet til produktionshastighed.

For et spinderi er der i LCA-sammenhæng relativt få væsentlige miljøforhold, der skal tages i betragtning. Disse er:

- Energiforbrug dels til spindelinen og dels til konditionering af luften (luftfugtighed og temperatur)
- Fiberspildet ved spindeprocesserne
- Eventuel brug af spindeolier til spindeprocesserne
- Bomuldsstøv – som kan give anledning til lungesygdommen byssinose.

Energiforbrug

På baggrund af Hammond et al, 1980 er følgende beregninger for el-energiforbruget foretaget og vist i skemaform i tabel 9.1

Tabel 9.1 el-energiforbrug (alle energidata for processer i kWh per kg spundet garn)

Proces	Ringspinding			OE spinding		
	100% kartet bomuld eller 100% syntetisk, Ne 16s	100% kartet bomuld eller 100% syntetisk, Ne 24 s	67% polyester og 33% bomuld, Ne 36s (Kartet)	100% kartet bomuld eller 100% syntetisk, Ne 10s	100% kartet bomuld eller 100% syntetisk, Ne 16s	100% kartet bomuld eller 100% syntetisk, Ne 24s
Åbning	0,20	0,20	0,25	0,20	0,20	0,20
Kartning	0,18	0,18	0,27	0,16	0,17	0,17
For-blanding	-	-	0,13	-	-	-
Strækning	0,06	0,06	0,09	0,06	0,06	0,07
"Roving"	0,24	0,32	0,28	-	-	-
Spinding	1,12	1,95	2,83	0,60	1,11	2,04
Luftkonditionering (kun luftfugtighed) ¹	0,21	0,31	0,47	0,10	0,16	0,24
Lys ¹	0,09	0,12	0,19	0,04	0,06	0,08
Total i kWh/kg garn	2,10	3,14	4,51	1,16	1,76	2,80
Total MJ/kg garn	7,6	11,3	16,2	4,2	6,3	10,1

* (1) : At disse tal er forskellige skyldes, at det ikke tager lige lang tid at producere et kg af de forskellige garner.

Data for spindeprocesser fra virksomhed

Tal i ovenstående tabel er lidt forskellige fra virksomhedsdata (De Danske Bomuldsspindierier):

Energiforbrug beregnes efter følgende erfaringsformler:

- Ringgarn 100% syntetisk (i MJ/kg): $E = 3,6 * (0,6 + 0,05 * (75 - \text{tex}))$, tex-interval 13 - 60, dvs. $E = (5 - 13 \text{ MJ/kg})$
- Kæmmet ringgarn 65/35 Polyester/bomuld: $E = 3,6 * (0,75 + 0,05 * (80 - \text{tex}))$, tex-interval 13 - 60, dvs. $E = (6 - 15 \text{ MJ/kg})$
- Kæmmet 100% bomuld, ringgarn: $E = 3,6 * (0,8 + 0,05 * (80 - \text{tex}))$, tex-interval 13 - 60, dvs. $E = (6 - 15 \text{ MJ/kg})$.

For alle garntyper bruges til konditioneringsanlæg:

- Energi: Naturgas $0,017 \text{ Nm}^3/\text{kg}$ dvs. med $38,9 \text{ MJ/m}^3$ ca. $0,6 \text{ MJ/kg}$
- Vand: $2,2 \text{ liter/kg}$.

Som det ses, er tal fra virksomhed meget lig litteraturdata.

Ved fremstilling af kartet bomuld er der ca. 15% spild, kartet syntetisk ca. 9% spild. Kæmmet bomuld ca. 30% spild (alene 15% fra kæmningen, tal fra Roberts (1980)). Særlig ved fremstilling af kæmmet bomuld og ved fremstilling af syntetisk er der mulighed for at bruge fiberaffaldet til garner af lavere kvaliteter. Vi har dog valgt at antage, at fiberaffald ikke recirkuleres, idet vi har for få oplysninger til at kunne anslå, hvor stor en del af affaldet der kan genanvendes.

Ved spinding af bomuld anvendes der ikke spindeolier. Ved spinding af syntetisk kan der anvendes spindeolier på spindieriet, men det er mere almindeligt at syntetifibrene har fået påført spindeolie ved fiberfremstillingen.

For støv på bomuldsspindierier har ingen data p.t.

Referenceliste for spinding

Hammond N., et al, 1980. Energy consumption in yarn manufacturing processes. Paper presented at the 12th Shirley International Seminar 16-18 September 1980. Shirley Institute Publication S40.

Roberts, DR. J.G., 1980. Energy audits. Paper presented at the 12th Shirley International Seminar 16-18 September 1980. Shirley Institute Publication S40.

Personlige samtaler, 1999 med Anders Hedegaard, De Danske Bomuldsspindierier A/S.

Bilag 10: Data for knapper og lynlåse

Knapper

Knapper kan opdeles i 3 hovedgrupper, nemlig:

- plast
- metal
- naturmaterialer.

Plastknapper er nok de mest udbredte, dels som nylonknapper og dels som polyesterknapper.

De kan være massefarvede, hvor plastgranulat indeholdende pigmenter bliver støbt, eller der kan foretages indfarvning af ufarvede/hvide knapper i vandigt farvebad.

Andre plasttyper som melamin, urea, ABS (acrylnitril/butadien/styrol) og MABS (methylmethacrylat/acrylnitril/butadien/styrol) er ikke så almindelige.

Vægten vil afhænge af størrelse/facon/design: 0,2 - 1,2 g (en skjorteknap 0,2 - 0,4 g).

Metalknapper kan bestå af forskellige legeringer, undertiden med en overfladebehandling (fornikling, forkromning, oxideret "antik" gl. sølv/gl. messing/gl. guld).

Nogle materialer vi har set anvendt til metalknapper:

- Zamak (zink, ca. 93 - 97% med lidt aluminium, magnesium og evt. lidt kobber)
- Magnesit (magnesiumkarbonat)
- Messing (kobber ca. 85%, zink ca. 15%)
- "Nysølv" (kobber ca. 64%, zink ca. 24%, nikkel ca. 12%).

Vægten vil afhænge af størrelse/facon/design og materiale: 1 - 5 g (en jakkeknop ca. 4 g).

Knapper af naturmaterialer: Der benyttes træ, kokosnød, corozonød (vistnok også kaldet stennød), bambus, perlemor, horn, læder. Disse materialer anvendes som regel ufarvede, dvs. som de er, evt. med en lakering eller anden overfladefinish. Corozonød ses dog også farvede (i vandigt farvebad).

Perlemor findes undertiden også som farvede, endvidere kan der være et pålimet metaløje i stedet for borede huller.

Lynlåse

Der anvendes stofbændler af polyester eller bomuld. Tænder, glider, vedhæng, bund- og topstop kan være af metal eller af plast.

Plasttænder kan være støbte eller af spiraltråd (polyester og/eller nylon).

Vedr. vægten er lynlås med plastspiral og polyesterbændel den letteste type, ca. 1g pr. 10 cm længde, 30 cm lynlås vejer ca. 3 g.