

# Produkters forbrug af transport. Systemanalyse

Thomas Drivsholm, Mads Holm-Petersen og Susanne Skårup  
Cowi

Niels Frees og Stig Olsen  
Institut for Produktudvikling

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
SAMMENFATTENDE ARTIKEL	11
BAGGRUND OG FORMÅL	11
UNDERSØGELSEN	11
HOVEDKONKLUSIONER	12
PROJEKTRESULTATER	13
SUMMARY AND CONCLUSIONS	17
BACKGROUND AND OBJECTIVE	17
THE STUDY	18
PRIMARY CONCLUSIONS	18
PROJECT RESULTS	20
1 INDLEDNING	23
2 SAMMENFATNING AF SCREENING AF ANDRE RELEVANTE PROJEKTER OG RAPPORTER	25
2.1 TRANSPORTSTATISTIK	25
2.1.1 <i>Dansk transportstatistik</i>	25
2.1.2 <i>Europæisk transportstatistik samt USA, Canada, Australien m.fl.</i>	26
2.1.3 <i>Andre transportstatistikker</i>	26
2.2 EMISSIONSFAKTORER	26
2.2.1 <i>Emissionsfaktorer ved transport i Danmark</i>	27
2.2.2 <i>Emissionsfaktorer i Europa (+ USA, Canada, Australien m.fl.)</i>	27
2.2.3 <i>Emissionsfaktorer i resten af verden</i>	28
2.3 EMISSIONER OG RESSOURCEFORBRUG	28
2.3.1 <i>Slid</i>	28
2.3.2 <i>Fremstilling af brændstof</i>	28
2.3.3 <i>Infrastruktur</i>	28
2.3.4 <i>Fremstilling og bortskaffelse/genvinding af transportmidler</i>	29
2.4 AREALANVENDELSE OG BARRIERE-EFFEKT	29
2.5 LOGISTIKPLANLÆGNING	29
2.6 OPSUMMERING	29
3 GODSTRANSPORTEN I DANMARK OG EU	31
3.1 GODSTRANSPORTENS MILJØMÆSSIGE BETYDNING	31
3.1.1 <i>Transportens energiforbrug i Danmark og EU</i>	31
3.1.2 <i>Godstransportens relative energiforbrug</i>	35
3.1.3 <i>Verificering af energiforbrugene</i>	36
3.1.4 <i>Godstransportens relative miljøbelastning</i>	38
3.2 GODSTRANSPORTENS UDVIKLING OG KARAKTERISTIKA	43
3.2.1 <i>Godstransport i EU</i>	44
3.2.2 <i>National godstransport</i>	46
3.2.3 <i>Fordeling på brancher</i>	48
3.2.4 <i>Transportafstande</i>	50
3.3 UDPEGNING AF PRODUKTGRUPPER	51
3.3.1 <i>Højværdigods versus lavværdigods</i>	51
3.3.2 <i>Transporter der indgår i komplicerede logistiske kæder</i>	51

3.3.3	Varegrupper med et stort godsvolumen	51
3.3.4	Brancher med stor transportandel	52
3.3.5	Brancher/produkter og transportmidler	52
3.3.6	Udvalgte produktområder	52
<b>4</b>	<b>DATA- OG METODEGRUNDLAGET</b>	<b>53</b>
4.1	MILJØVURDERING AF TRANSPORT	54
4.1.1	Miljøvurdering af emissioner	54
4.1.2	Transport og dens emissioner som LCA system.	58
4.1.3	PC-værktøjer	61
4.2	TRADITIONELT OMFATTEDE EMISSIONER OG DERES EFFEKTER	69
4.2.1	Partikler	70
4.2.2	NO <sub>x</sub>	75
4.2.3	SO <sub>2</sub>	76
4.2.4	HC/VOC	77
4.2.5	CO	81
4.2.6	CO <sub>2</sub>	81
4.3	ANDRE EMISSIONER OG PARAMETRE	81
4.3.1	Lattergas og ammoniak	82
4.3.2	Tungmetaller	82
4.3.3	Ressourcer	87
4.3.4	Støj	88
4.3.5	Organiske syrer	89
4.3.6	PAN (peroxy-acetylnitrat)	90
4.3.7	Dioxin	90
4.3.8	Arealanvendelse	91
4.3.9	Barriere-effekt	92
4.3.10	Påvirkning af dyre- og planteliv	102
4.3.11	Kystpåvirkning	106
4.3.12	Indirekte emissioner og ressourcer	107
4.3.13	Dødsfald og kvæstelser ved ulykker	110
4.4	SAMMENFATNING	111
<b>5</b>	<b>LCA-SCREENING AF UDVALGTE PRODUKTER OG PRODUKTKÆDER</b>	<b>113</b>
5.1	FORETAGNE OPDATERINGER AF UMIP PC-VÆRKTØJET	113
5.2	LCA-SCREENING AF SKINKE	116
5.3	LCA-SCREENING AF TV	125
5.4	LCA-SCREENING AF BYGNING	132
<b>6</b>	<b>KONKLUSIONER OG ANBEFALINGER</b>	<b>141</b>
6.1	KONKLUSIONER	141
6.1.1	Transportens energiforbrug	141
6.1.2	Metode- og datagrundlag	147
6.1.3	LCA cases	148
6.2	ANBEFALINGER	149
6.2.1	Generel metode	149
6.2.2	LCA-metode	149
6.2.3	Opdatering af LCA-data	150
6.2.4	Opdatering af LCA-data i UMIP PC-værktøj	150
6.2.5	Transportens betydning i produkters LCA	150
	<b>REFERENCER</b>	<b>153</b>

BILAG A ENERGIFORBRUGET I DANMARK 1998

BILAG B MILJØEFFEKTER FRA DANSKE  
LUFTEMISSIONER 1998

BILAG C TOKSICITETSVURDERING AF VOC FRA  
DIESELMOTORER

BILAG D EKSISTERENDE UMIP TRANSPORT-  
PROCESSER, 1994/95

BILAG E SCREENING AF REFERENCER

BILAG F LCA-SCREENING AF SKINKE

BILAG G LCA-SCREENING AF TV

BILAG H LCA-SCREENING AF BYGNING



# Forord

## *Formål*

Livscyklusbaseret produktudvikling er en relativt ny disciplin, hvor fokus hidtil ikke i særlig høj grad har været rettet mod produktets transportled, da miljøbelastningen fra disse i forhold til den samlede miljøbelastning fra produkter med "lang" levetid, typisk er af mindre betydning. Tiden er nu inde til, at transportaspektet indtænkes, når produkter udvikles, og at der fokuseres på relationerne mellem produkter og transportkæder og -forbrug i produkters livscyklus.

Projektets formål er at afklare:

- Grænseflader til andre projekter
- Det eksisterende metode- og datagrundlags repræsentativitet både med hensyn til transportformer og opdatering heraf, dvs. om miljøbelastningen fra transport i et produkts livscyklus afspejles tilfredsstillende med de eksisterende LCA-metoder
- Transportens miljømæssige betydning i udvalgte produktkæder, fx hvordan produkter giver anledning til transport, når alle produktfaser inddrages.

I forbindelse med produkters transportforbrug afgrænses projektet til kun at omfatte godstransport. Persontransport er således ikke omfattet.

## *Baggrund*

Miljøstyrelsens interesse i projektet skal ses i sammenhæng med styrelsens indsats inden for miljøstyring, påvirkning af efterspørgslen efter transporttydelser og indsatsen for at synliggøre transportens miljøbelastning over for de aktører, der træffer de konkrete valg af betydning for transportens miljøbelastning. Projektet skal desuden ses i sammenhæng med Godspanelet's valg af indsatsområder. Miljøstyrelsen er primært interesseret i *produkternes* forbrug af transport, set over produkternes livscyklus, og det er centralt, om miljøbelastningen fra transport afspejles tilfredsstillende med de nuværende LCA-metoder.

Dette kan opsummeres i tre problemstillinger:

1. Er de medtagne emissioner repræsentative for de effekttyper, man vil vurdere, og findes der effektfaktorer til at vurdere emissionerne?
2. Findes der vurderingsmetoder for alle de effekttyper, som transporten foranlediger?
3. Er produktets livsforløb fornuftigt afgrænset med hensyn til transport?

Væsentlige miljøpåvirkningerne er:

1. Direkte emissioner såsom udstødningsgasser ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{VOC}$ , partikler,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{O}_3$ , PAH, tungmetaller), slidprodukter fra dæk, belægninger på bremses og koblinger samt vejbelægninger (PAH, tungmetaller), oliespild, sprinklervæske
2. Indirekte emissioner, fx fra produktion og distribution af brændsel (som direkte emissioner samt MTBE fra tankstationer), produktion og bortskaffelse af transportmidler, anlæg af infrastruktur så som veje, jernbaner etc., vedligeholdelse af infrastruktur (fx vejsalt, pesticider)
3. Støj
4. Arealanvendelse
5. Barriere-effekt
6. Ressourceforbrug, fx råolie, grus, sten, metaller.

Endelig kan nævnes dødsulykker, som dog er afgrænset i dette studie, da den ikke her er regnet som en miljøeffekt, men det kan selvfølgelig diskuteres.

For udstødningsgasser og andre emissioner er der i UMIP PC-værktøjet effektfaktorer, der omsætter emissionerne til effektpotentialer med hensyn til forskellige miljøeffekter. Der er dog behov for at vurdere toksicitetseffekter af enkeltbestanddele fra  $\text{VOC}$  samt fotokemisk ozondannelse fra enkelt- $\text{VOC}$ 'er.

For partikler findes der i dag ingen effektfaktorer, og disse indgår derfor ikke i livscyklusvurderingen. Dette er uheldigt, da små partikler fra dieselmotorer kan give anledning til luftvejslidelser, herunder astma og lungekræft samt hjerte- og karsygdomme. Yderligere tyder nye undersøgelser på, at de moderne motorer giver anledning til emission af meget mindre partikler i langt større antal end ældre dieselmotorer. Disse partikler kan trænge længere ned i lungerne og forårsage større skader.

Emissioner og deres effekter fra slid af dæk, belægninger på bremses og koblinger samt vejbelægninger tages der i dag ikke hensyn til i LCA.

De indirekte emissioner og deres effekter tages der hensyn til i nogle studier, i andre ikke. Det samme gælder tungmetaller fra udstødningen, hvor LCA typisk tager udgangspunkt i ældre oplysninger, som bør revideres.

Effekttyper som støj, arealanvendelse og barriere-effekt er indtil videre ikke blevet operationaliseret til brug ved LCA. Støj er ved at blive operationaliseret teoretisk i forbindelse med Miljøstyrelsens LCA-metodeprojekt, og resultaterne herfra vil blive udnyttet i dette projekt.

Med hensyn til afgrænsning er nævnt de indirekte emissioner og deres tilgrundliggende faser i transportens livsforløb. Den overordnede samfundsbetragtning medregner som regel kun de direkte emissioner, fx i forbindelse med  $\text{CO}_2$ -politik. Men de indirekte emissioner kan udgøre et forholdsvist stort bidrag, som i alle tilfælde bør vurderes, før eventuelle faser udelukkes.



Med hensyn til produkternes transportmængde medtages ofte kun transport af råvarer til produktion og distribution af produktet, hvorimod transport af brændsler til de forskellige procesled og især til produktets energiforbrug i brugsfasen ofte overses. Relationerne mellem produkter og transportkæder og -forbrug i produktets livsforløb er ligeledes et afgrænsningsproblem.

Det er således ikke alle transportens miljøpåvirkninger, der i dag er taget i regning ved LCA. Man må derfor forvente, at transports miljømæssige påvirkninger ved anvendelse af en state-of-the-art fremgangsmåde kan blive undervurderet.

I den igangværende indsats mangler der:

- Vurdering af hvilke miljøpåvirkninger der med fordel vil kunne operationaliseres til brug ved LCA, og hvilke der må håndteres på anden vis
- Viden om, hvordan produkterne påvirker forbruget af transport, når man inddrager alle faser af deres livscyklus
- Fokus på, hvordan produkter påvirker transportkæder og transportforbrug i deres livscyklus.

Disse mangler ønsker Miljøstyrelsen at undersøge med udgangspunkt i UMIP-metoden.

#### *Finansiering*

Dette projekt er 100% finansieret af Miljøstyrelsens Udviklingsordning under Program for renere produkter m.v.

#### *Styregruppe*

Med det formål at følge projektet fagligt, tidsmæssigt og økonomisk har der været nedsat følgende styregruppe:

- |                |   |
|----------------|---|
| Miljøstyrelsen | <ul style="list-style-type: none"><li>• Svend Otto Ott (formand indtil 30/11-2000)</li><li>• Robert Heidemann (formand fra 1/12-2000)</li></ul> |
| COWI           | <ul style="list-style-type: none"><li>• Mariane Hounum</li><li>• Thomas Drivsholm</li></ul>   |
| IPU            | <ul style="list-style-type: none"><li>• Erling Hvid</li><li>• Niels Frees</li></ul>   |

#### *Kvalitetssikring*

COWIs afsnit er blevet kvalitetssikret af IPU og vice versa.

#### *Forfattere*

Denne projektrapport er udarbejdet af:

- Thomas Drivsholm, COWI
- Niels Frees, IPU
- Mads Holm-Petersen, COWI
- Stig Irving Olsen, IPU
- Susanne Skårup, COWI.



# Sammenfattende artikel

State-of-the-art viden inden for det traditionelle transportområde er kombineret med state-of-the-art viden inden for livscyklusområdet for at få det bedste udgangspunkt for at vurdere produkters forbrug af transport og de deraf følgende miljøpåvirkninger. Projektet har afdækket, at der for en række væsentlige parametre mangler både generel metodeudvikling og LCA-metodeudvikling, og der er fremkommet forslag til, hvor der fremover bør sættes ind med udviklingsarbejde. Desuden er behovet for opdatering af LCA-data stort.

## Baggrund og formål

Livscyklusbaseret produktudvikling er en relativt ny disciplin, hvor fokus hidtil kun i ringe grad har været rettet mod produktets transportled, da miljøbelastningen fra disse - i forhold til den samlede miljøbelastning fra produkter med "lang" levetid - typisk er af mindre betydning. Tiden er inde til at transportaspektet indtænkes, når produkter udvikles, og at der fokuseres på relationerne mellem produkter, transportkæder og transportforbrug i produkters livscyklus.

Miljøstyrelsens interesse i projektet skal ses i sammenhæng med styrelsens indsats inden for miljøstyring og måder at påvirke efterspørgslen af transporttydelser på. Endelig er det vigtigt at synliggøre transportens miljøbelastning over for de aktører, der træffer de konkrete valg af betydning for transportens miljøbelastning. Projektet skal desuden ses i sammenhæng med Godspanelets valg af indsatsområder. Miljøstyrelsen er primært interesseret i *produkternes* forbrug af transport, set over produkternes livscyklus, og det er centralt, om miljøbelastningen fra transport afspejles tilfredsstillende med de nuværende LCA-metoder.

Dette kan opsummeres i tre problemstillinger:

1. Er de medtagne emissioner repræsentative for de effekttyper, man vil vurdere, og findes der effektfaktorer til at vurdere emissionerne?
2. Findes der vurderingsmetoder for alle de effekttyper, som transporten foranlediger?
3. Er produktets livsforløb fornuftigt afgrænset med hensyn til transport?

## Undersøgelsen

Dette projekt kombinerer state-of-the-art viden inden for det traditionelle transportområde med state-of-the-art viden inden for livscyklusområdet (LCA) for at få det bedste udgangspunkt til at vurdere produkters forbrug af transport og de deraf følgende miljøpåvirkninger samt forslag til fremtidigt udviklingsarbejde.

Inden for transportverdenen arbejder man med transportarbejdets statistiske udvikling og med transportens direkte miljø- og samfundsbelastning, f.eks. emissioner, støjgener, helbredsproblemer ved smog og partikler etc. Der er fokus på drivhuseffekt udtrykt ved CO<sub>2</sub>-udledning, men der foretages ingen vægtet vurdering af forskellige miljøeffekter for at sammenligne deres størrelsesorden. Dette arbejder man med inden for LCA-verdenen.

Inden for transportverdenen har man TEMA-modellen (Transporters Emissioner under Alternative forudsætninger), som beregner energiforbrug og væsentlige emissioner for relevante gods- og persontransporttyper. Men modellen beregner ikke fremstillingen af brændstofferne og transportmidlet (fx lastbilen) og kan ikke beregne miljøeffekter. Inden for livscyklusverdenen har man UMIP PC-værktøjet, som beregner og vurderer miljøeffekter af produkters livscyklusforløb, herunder transporten. UMIP PC-værktøjet rummer kun et begrænset antal, lidt ældre transporttyper, og heller ikke UMIP PC-værktøjet har alle emissioner med.

Relevante projekter og rapporter fra Danmark såvel som udlandet er screenet for at supplere projektgruppens eksisterende viden. Der er set på transportstatistik med fokus på godstransporten i Danmark og EU, og transportens miljømæssige betydning er beregnet tillige med dens udvikling og karakteristika for forskellige produktkategorier. På dette grundlag er tre produkter udpeget som velegnede til case studies.

Projektet gennemgår traditionelle emissioner, "nye" emissioner og ressourceforbrug, arealanvendelse og barriereeffekt, m.m. Herefter er der set på data- og metodegrundlaget for miljøvurdering af transport. Traditionelt omfattede emissioner og deres effekter er beskrevet tillige med andre ("nye") emissioner og parametre. Afslutningsvist er der foretaget livscyklusscreeninger med UMIP PC-værktøjet af de tre udvalgte produkter med tilhørende produktkæder: en skinke, et TV og et parcelhus.

## Hovedkonklusioner

Projektet har afdækket, at der for en række væsentlige parametre mangler både generel metodeudvikling og LCA-metodeudvikling. Desuden er behovet for opdatering af LCA-data stort. På baggrund af projektets resultater samt projektets afsluttende seminar er nedennævnte anbefalinger blevet til.

### *Generel metode*

For følgende parametre er der behov for generel metodeudvikling, før LCA metodeudvikling kan påbegyndes for alvor:

Høj prioritet

Partikler, toksicitet.

Lavere prioritet

- Barriere-effekt
- Påvirkning af dyre- og planteliv.

### *LCA-metode*

For følgende parametre bør der foretages LCA-metodeudvikling, herunder karakteriseringsfaktorer for beregning af potentielle miljøeffekter. Nogle parametre vedrører effekter, der ikke på tilstrækkelig vis håndteres i LCA, og for disse skal der tillige udvikles normaliserings- og vægtningsfaktorer:

Høj prioritet

- Partikler, toksicitet
- Støj
- Arealanvendelse
- HC/VOC, især toksicitet og stedspecifikke forhold
- Normaliseringsreferencer og vægtningsfaktorer, især toksicitet
- Dødsfald/kvæstelser ved ulykker, afgrænsning.

Lavere prioritet

- NO<sub>x</sub>, især stedspecifikke forhold
- SO<sub>2</sub>, især stedspecifikke forhold
- Tungmetaller
- Dioxin
- Påvirkning af dyre- og planteliv
- Barriere-effekt
- Indirekte emissioner og ressourceforbrug, visse områder.

#### *Opdatering af LCA-data*

For følgende parametre bør LCA-data udvikles eller opdateres:

Høj prioritet

- Partikler
- HC/VOC
- Tungmetaller
- Støj
- Arealanvendelse
- Indirekte emissioner og ressourceforbrug.

Lavere prioritet

- Barriere-effekt
- Påvirkning af dyre- og planteliv.

Opdateringen forudsætter selvsagt, at LCA-metoden er på plads.

Foruden ovennævnte data er der et generelt behov for opdatering af LCA-data i UMIP PC-værktøjet.

Projektresultater

#### *Transportens relative miljøbetydning*

Beregningerne viser, at transporten står for 25% af det samlede energiforbrug både i Danmark og EU, målt som primær energi, dvs. at udvinding og raffinering af brændsler samt tab ved elproduktion er indregnet. Hertil skal lægges et forbrug på omkring en femtedel heraf hidrørende fra international skibstrafik. For landtransport, flytrafik og national skibstransport udgør godstransporten ca. 30%, mens persontransport står for ca. 70%. Alt i alt udgør godstransporten ca. 12% af det samlede energiforbrug herhjemme. Da transport i forbindelse med service indregnes under godstransport, udgør den egentlige godstransport nok ca. 10% af det danske energiforbrug.

### Metode og data

Et udvalg af de vigtigste resultater med hensyn til metode- og datagrundlaget for miljøvurdering af transport er skitseret i nedenstående skema.

Toksicitet af partikler	En foreløbig beregning af humantoksiciteten fra partikler resulterede i et temmelig højt niveau, som peger på, at partikler bør være et væsentligt fokusområde. Dette er i tråd med f.eks. WHO's "Charter on transport, environment and health" og den verserende debat om eftermontering af partikelfiltre. Yderligere vurdering af sundhedsskader af partikler er påkrævet som grundlag for beregning af LCA-effektfaktorer.
Toksicitet af VOC	Yderligere arbejde med vurdering af sundhedsskader fra VOC er påkrævet som grundlag for beregning af LCA-effektfaktorer.
Toksicitet af metaller	Det er væsentligt fremover også at medtage effektpotentialerne for human, øko- og persistent tox hidrørende fra tungmetalindholdet i brændstoffer m.v. og bundmaling til skibe. I de emissionsoplysninger, der findes om metaller fra forbrændingsmotorer, er det ikke oplyst, hvilken form metallerne findes på, f.eks. bundet til partikler som rene partikler eller i kemiske forbindelser. Disse oplysninger er essentielle for en detaljeret toksicitetsvurdering af metalemissionerne, og der er et behov for at få dette belyst.
Referencer for normalisering og vægtning	Referencen skal revideres, da f.eks. toksicitet fra partikler, VOC, tungmetaller og bundmaling ikke indgår i de eksisterende referencer i UMIP-metoden.
Detaljeret og operationalisering af data	Nærmere specificering af partikler, VOC og tungmetaller i forhold til teknologi (partikelfiltre, turboladning, katalysatorer etc.) udtrykt i tonkm er nødvendig af hensyn til effektvurdering af forskellige transportmiddeltyper. Herunder bør dioxinudledning fra forbrændingsmotorer undersøges.
Indirekte emissioner og ressourceforbrug	Den indirekte påvirkning fra brændstoffremstilling, produktion af køretøjer, vedligeholdelse, bygning af veje etc. er væsentlige, især for fremstilling af brændsler, og der er behov for opdatering. Data bør fremover indgå i almindelige transportdata.
Stedspecifikke forhold	NO <sub>x</sub> og SO <sub>2</sub> giver forsuring. Begge effekter er beskrevet i grundlaget for UMIP-metoden med mulighed for at gennemføre miljøvurdering. Det eksisterende metodegrundlag gør det imidlertid ikke muligt vurderingsmæssigt at skelne geografisk mellem, hvor emissionerne finder sted. Der er stor forskel på, hvor følsomme de påvirkede områder er. F.eks. er Nordeuropæiske skovområder betydeligt mere følsomme end kalkholdige områder i Sydeuropa eller

	åbne havområder. Det er derfor ikke ligegyldigt, om en lastbil kører i Danmark eller i Sydeuropa, eller om et skib sejler i kystnære områder eller på åbent hav. Lignende forhold gør sig gældende for næringsaltbelastning fra NO <sub>x</sub> og for fotokemisk ozondannelse fra VOC. Stedspecificitet indgår som en del af den danske Miljøstyrelses metodeudviklingsprojekt for LCA.
Støj	Støj indgår som en del af den danske Miljøstyrelses metodeudviklingsprojekt for LCA. Der er endnu ikke foreslået normalisering og vægtning, således at støjbelastningen kan udtrykkes i personækvivalenter, PE, der vil være det endelige resultat af UMIP-metoden.
Arealanvendelse	Der synes at være fokus på plante- og dyreliv i arealanvendelsesproblematikken, hvor man beskriver biodiversitet og sjældenhed af arter. I en hollandsk model er dette søgt inddraget ved at beregne den procentvise ændring af antallet af udvalgte planter pr. km <sup>2</sup> pr. år ved arealomdannelse fra en tilstand til en anden. Fremgangsmåden må opfattes som et forslag mere end som en færdigudviklet metode.
Dødsfald og kvæstelser	Der er behov for at afklare, om dødsfald og kvæstelser ved ulykker skal omfattes af LCA-vurderingen, og i bekræftende fald at finde data og vurderingsmetoder herfor.

### Cases

For at få et konkret indtryk af hvor stor en andel transporten udgør for forskellige produkter, er der udført livscyklusscreeninger med UMIP PC-værktøjet for en skinke, et TV og et parcelhus. Forud for beregningerne blev UMIP PC-værktøjet nødtørftigt opdateret, men som anført ovenfor mangler en del parametre at blive medtaget. Der må derfor tages et vist forbehold over for de fremkomne resultater.

Da der anvendes ca. 3 kg foder pr. kg levende slagtesvin, bliver materialefasen meget dominerende for skinken. Transporten er væsentlig, hvad angår vægtet ressourceforbrug, toksicitet og affald. Med hensyn til vægtede miljøeffekter er transporten af mindre betydning. Målt på drivhuseffekten er transportens betydning ca. 5% af skinkens samlede bidrag til drivhuseffekten. For TV'et og parcelhuset, som begge har en forholdsvis lang levetid med et tilknyttet energiforbrug, er transports betydning 1-1,5% af drivhuseffektbidraget.





# Summary and Conclusions

State-of-the-art knowledge in the traditional transport sector is combined with state-of-the-art knowledge within life cycle assessment (LCA) in order to obtain the optimum method of assessing product consumption of transport and its subsequent environmental impacts. The project has revealed that a number of important parameters lack both general method development and LCA development, and a proposal has been submitted on how intervention in development work should proceed in future. In addition, there is great need to update LCA data.

## Background and objective

Life cycle based product development is a relatively new discipline and until now attention has only to very limited extent been focused on the transporting of a product, as the environmental impact from this - in comparison to the collective environmental impact from products with "long" life cycles - typically is of less significance. The time has come for the transport aspect to be considered when a product is developed, and for attention to be focused on the relationship between products, transportation and transport consumption in product life cycles.

The Danish EPA's interest in the project must be viewed in the light of the Agency's work in environmental management and methods of influencing demand for transport services. Ultimately, it is important to reveal the environmental impacts of transport to those stakeholders making the real decisions of significance when it comes to transport impact on the environment. In addition, the project must be viewed in connection with the Goods Transport Panel's choice of input area. The Danish EPA is primarily interested in *product* consumption of transport, throughout product life cycle, and it is of central importance whether the environmental impacts of transport are satisfactorily reflected using current LCA methods.

This can be summarised by 3 issues:

1. Are the emissions included representative of the effect types intended for assessment, and are there effect factors with which to assess the emissions?
2. Are there assessment methods for all the effect types that transport causes?
3. Is product life cycle appropriately restricted with regards to transport?

## The study

This project combines state-of-the-art knowledge in the traditional transport sector with state-of-the-art knowledge within life cycle assessment (LCA) in order to obtain the optimum method of assessing product consumption of transport and the subsequent effects on the environment, as well as submitting proposals for future development work.

In the transport sector, work is being carried out on transportation's statistical development and on transport's direct environmental and social impacts, for example, emissions, noise pollution, health problems with regards smog and particles, etc. There is focus on the greenhouse effects of CO<sub>2</sub> emissions, although no weighted assessment of different environmental effects has been performed to compare their size. This work is being performed within LCA circles.

Transport sector has the TEMA model (Transport EMissions under Alternative assumptions), which calculates energy consumption and major emissions for relevant types of goods and passenger transport. But the model does not calculate the production of fuel and the mode of transportation (e.g. lorry) and cannot calculate the environmental impacts, just as LCA has the EDIP PC tool, which calculates and assesses the environmental effects of product life cycles, including transport. The EDIP PC tool only has the capacity to process a limited number of older transport types, and is not programmed with data on all emissions.

Relevant projects and reports from Denmark and abroad have been screened in order to supplement the project team's existing knowledge. Transport statistics have been studied, concentrating on goods transport in Denmark and the EU, and the transport's environmental impact has been calculated in addition to its development and characterisation for different product categories. On this basis, 3 products have been selected as being well suited for case study.

The project examines traditional emissions, "new" emissions and resource consumption, land use and barrier effects, etc. Then the data and methodology for the environmental assessment of transport has been examined. Traditionally widespread emissions and their effects are described along with other ("new") emissions and parameters. To conclude, life cycle screening has been performed using the EDIP PC tool on the 3 selected products with related product chains: a ham, a TV and a detached house.

## Primary conclusions

The project has revealed that a number of important parameters lack both general method development and LCA method development. Furthermore, there is a great need to update LCA data. On the basis of the results of the project, as well as the concluding seminar, the following recommendations have been made.

### *General method*

The following parameters require general method development before LCA method development can properly commence:

High priority  
Particles, toxicity.

Lower priority

- Barrier effects
- Effects on animal and plant life.

#### *LCA method*

The following parameters should undergo LCA method development, including characterisation factors for the calculation of potential environmental effects. Some parameters involve effects not adequately addressed by LCA, and these also require developed normalisation and weighting factors:

High priority

- Particles, toxicity
- Noise
- Land use
- HC/VOC, in particular toxicity and location-specific conditions
- Normalisation references and weighting factors, in particular toxicity
- Death/injury in accidents, limiting.

Lower priority

- NO<sub>x</sub>, in particular location-specific conditions
- SO<sub>2</sub> in particular location-specific conditions
- Heavy metals
- Dioxins
- Effects on animal and plant life
- Barrier effects
- Indirect emissions and resource consumption, certain areas.

#### *Updating LCA data*

LCA data should be developed or updated for the following parameters:

High priority

- Particles
- HC/VOC
- Heavy metals
- Noise
- Land use
- Indirect emissions and resource consumption.

Lower priority

- Barrier effects
- Effects on animal and plant life.

Of course, the LCA method must be established before any updating can occur.

Besides the above data, there is a general need to update LCA data in the EDIP PC tool.

## Project results

### *The relative environmental significance of transport*

Calculations show that transport accounts for 25% of total energy consumption both in Denmark and the EU, measured as primary energy, that is to say the extraction and refining of fuels as well as losses from the production of electricity are included. To this figure add a consumption of around 20 % as a result of international shipping. For overland transport, air traffic and national shipping, goods transport comprises around 30%, whilst passenger transport accounts for around 70%. All together, goods transport comprises around 12% of total energy consumption in Denmark. As service transport comes under goods, then actual goods transport probably accounts for around 10% of total Danish energy consumption.

### *Method and data*

A selection of the most important results concerning methods and data for the environmental assessment of transport is outlined in the chart below.

Particle toxicity	A provisional assessment of human toxicity from particles resulted in quite high levels, which indicates that particles should be an important area of focus. This is in keeping, for example, with the WHO "Charter on transport, environment and health", and the current debate on post-installation of particle filters. Further assessment of health damage from particles is needed as a basis for the calculation of LCA effect factors.
VOC toxicity	Further work on assessing negative health effects from VOC is needed as a basis for the calculation of LCA effect factors.
Metals toxicity	In future, it will also be important to include the effect potentials for human, Eco and persistent toxicity due to the heavy metal content of fuels, etc. as well as ship bottom painting. Emission data available on metals from internal combustion engines does not list in which form the metals are found, e.g. bound to particles as pure particles or in chemical compounds. This information is essential for a detailed toxicity assessment of metal emissions.
References for normalisation and weighting	References must be revised as, for example, particle toxicity, VOC, heavy metals and ship bottom painting toxicity do not form part of the existing references in the EDIP method.
Detailing and operationalisation of data	More detailed specification of particles, VOC and heavy metals in connection to technology (particle filters, turbo-loading, catalytic converters, etc.) in the form of tonnes/km is required with regards to effect assessment of different modes of transport. Included here should be the examination of dioxin emissions from internal combustion engines.

Indirect emissions and resource consumption	The indirect effects from fuel production, vehicle manufacturing, maintenance, road construction, etc. are important - fuel production in particular - and there is a need for an update. In future, data should comprise part of general transport data.
Location-specific conditions	NO <sub>x</sub> and SO <sub>2</sub> cause acidification. Both effects are described in the basis for the EDIP method with the possibility of conducting environmental assessment. However, existing methodology currently does not allow, using assessments, to differentiate geographically where emissions occur. There is a great difference in how sensitive the effected areas are. For example, northern European forest areas are considerably more sensitive than chalk-rich areas in southern Europe or open marine areas. Therefore, it is not irrelevant whether a lorry drives in Denmark or in southern Europe, or whether a ship sails along coastal stretches or out at sea. Similar conditions exist concerning nutrient salt impacted by NO <sub>x</sub> and for photochemical ozone formation from VOC. Location-specificity comprises part of the Danish EPA's method development project for LCA.
Noise	Noise comprises part of the Danish EPA's method development project for LCA. As yet there are no proposals for normalisation and weighting, such that noise pollution can be registered in person equivalents (PE), which will be the final result of the EDIP method.
Land use	There appears to be focus on animal and plant life in land use issues, where bio-diversity and the rarity of species are described. A Dutch model attempts to include this by calculating the percentage of change of the number of selected plants per km <sup>2</sup> per year by changing from one land use to another. The approach must be considered as a proposal rather than a completely developed method.
Death and injury	There is a need to clarify whether death and injury for accidents should be covered by LCA assessment, and if it is decided it should be, then data and assessment methods need to be found.

### *Case studies*

In order to get a clear picture of how large a share transport constitutes for different products, life cycle screening has been performed using the EDIP PC tool on a ham, a TV and a detached house. Prior to the calculations, the EDIP PC tool was updated with the specific data required, yet as mentioned previously, quite a number of parameters have not been included. Therefore, the results must be considered with some reservation.

As around 3 kg of feed is used per kg of live porker, the material phase is very dominant for the ham. Transport is important with regards weighted resource

consumption, toxicity and waste. With respect to weighted environmental effects, transport is of lesser significance. Measured by greenhouse effect, transport accounts for around 5% of the ham's total contribution to the greenhouse effect. As for the TV and the detached house, which both have a relatively long life cycle and associated energy consumption, transport accounts for 1-1.5% of their contribution to the greenhouse effect.

# 1 Indledning

I dette projekt har det været hensigten at kombinere state-of-the-art viden inden for det traditionelle transportområde med state-of-the-art viden inden for livscyklusområdet for at få det bedste udgangspunkt for at kunne vurdere produkters forbrug af transport og de deraf følgende miljøpåvirkninger. Udgangspunktet er også blevet brugt til at foreslå, hvor der fremover bør sættes ind med udviklingsarbejde.

Som eksempel på state-of-the-art inden for transportverdenen kan nævnes TEMA modellen (Transporters emissioner under Alternative forudsætninger), som beregner energiforbrug og en række væsentlige emissioner for godstransport. Beregningerne kan foretages for en lang række forskellige nye og ældre varebiler, lastbiler, godstog, færger og fragtskibe. Til gengæld inkluderer resultaterne ikke fremstillingen af brændstofferne og transportmidlet (fx lastbilen). Inden for livscyklusverdenen haves UMIP PC-værktøjet, som beregner den totale livscykluspåvirkning for transporten, men vel at mærke kun for et begrænset antal, lidt ældre skibe, fly, tog, vare- og lastbiler. Det skal bemærkes, at UMIP PC-værktøjet heller ikke har alle emissioner med.

Projektet er startet med at screene andre relevante projekter og rapporter fra Danmark såvel som udlandet for at supplere projektgruppens eksisterende viden. Der er set på transportstatistik, sædvanlige emissionsfaktorer, "nye" emissioner og ressourceforbrug, arealanvendelse og barriere-effekt samt logistikplanlægning.

Kapitel 3 fokuserer på godstransporten i Danmark og EU. Der ses på dens miljømæssige betydning samt dens udvikling og karakteristika. På dette grundlag opdeles produkterne i en række produktgrupper med hver sine kendetegn. Endelig udpeges tre produkter som velegnede til case studies.

I kapitel 4 ses på data- og metodegrundlaget for miljøvurdering af transport. Traditionelt omfattede emissioner og deres effekter beskrives tillige med andre ("nye") emissioner og parametre. Kapitler slutter med en tabel, hvor de beskrevne emissioner er vurderet i relation til væsentlighed, metodeudvikling samt opdatering af data.

Kapitel 5 udgøres af livscyklusscreeninger med UMIP PC-værktøjet af de tre udvalgte produkter med tilhørende produktkæder: en skinke, et TV og et parcelhus.

I kapitel 6 gives projektets konklusioner og anbefalinger.

Herudover indeholder rapporten referencer og otte bilag.





## 2 Sammenfatning af screening af andre relevante projekter og rapporter

Der er foretaget en screening af de danske projekter og rapporter, der kan være relevante i relation til produkters forbrug af transport.

Følgende danske organisationer og instanser undersøgt:

- Miljøstyrelsen, transportkontoret og kontoret for renere produkter
- Godstransportpanelet, projektoversigt
- Trafikministeriet
- RISØ
- Danmarks Miljøundersøgelser
- Arbejdsmiljøinstituttet
- DTU, Institutet for miljøteknologi
- Teknologisk Institut
- Dansk Transport og Logistik.

Desuden er der foretaget en mere sporadisk søgning på emnet på skandinaviske projekter.

Endelig er relevante europæiske projekter og rapporter søgt hos:

- EU-Kommissionens DG VII
- EU-Kommissionens EUROSTAT
- EU-forskningsprogrammet CORDIS
- EU-Miljøagenturet
- Universitetskontakter (CIT, Sverige og RIVM, Nederlandene).

De screenede projekter og rapporter er resumeret i bilag E. På baggrund af den gennemførte screening med relation til nærværende projekt kan der drages følgende konklusioner:

### 2.1 Transportstatistik

Transportstatistikkerne kan opdeles i danske, europæiske og øvrige statistikker.

#### 2.1.1 Dansk transportstatistik

Den danske godstransportstatistik (fra Danmarks Statistik) er mangelfuld. Indberetningerne om godsmængder har ry for at være usikre og tilfældige. Godsmængdestatistikkerne skal derfor tages som retningslinier eller anslåede størrelser. Hvorvidt dette vil influere på projektet, vil afhænge af de metodiske overvejelser, der skal foretages i fase 2.

Hvis det bliver besluttet at anvende transportstatistikkerne som grundlag for en bestemmelse af den samlede produktivitet i transportsektoren, kan usikkerheden i godstransportstatistikken medføre en bias. De eksisterende udtræk fra Danmarks Statistik giver ganske enkelt ikke et tilstrækkelig nøjagtigt billede af, hvor meget gods der transporteres, hvordan det transporteres, og hvor langt det transporteres.

Der findes mindre autoriserede kilder til transportstatistikken, det vil sige statistikker, der baserer sig på cases eller mindre lokalområder. Disse statistikker kan anslås at være pålidelige i et indskrænket område.

### **2.1.2 Europæisk transportstatistik samt USA, Canada, Australien m.fl.**

De europæiske transportstatistikker lider af de samme mangler som de danske. De nord/vesteuropæiske statistikker må dog vurderes at være bedre end de syd-/østeuropæiske.

### **2.1.3 Andre transportstatistikker**

På verdensplan er der meget dårligt overblik over godstransportens omfang. Det gælder både transportmidler, godsmængder og transportafstande.

## **2.2 Emissionsfaktorer**

Emissionsfaktorerne er i denne screening blevet defineret som de traditionelle emissionsfaktorer for miljøvurdering af godstransport. Det vil sige:

- Brændstofforbrug/energiforbrug
- CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, HC, CO og partikler (kvantitativ).

En screening af projekter, der belyser de øvrige emissionsfaktorer, vil først blive foretaget efter en vurdering af væsentligheden ud fra miljødata og effekter.

Lige som for transportstatistikkerne kan emissionsfaktorerne opdeles på hhv.:

- Emissionsfaktorer ved transport i Danmark
- Emissionsfaktorer i Europa (USA, Canada, Australien m.fl.)
- Emissionsfaktorer i resten af verden.

Desuden kan der skelnes mellem emissionsfaktorer for de forskellige transportmidler. Her opdelt i hhv.:

- Vejtransport
- Banetransport
- Søtransport
- Lufttransport
- Pipeline.

## 2.2.1 Emissionsfaktorer ved transport i Danmark

Generelt er Danmark og Sverige de to lande, der har de bedste værktøjer<sup>1</sup> til udregning af emissionsfaktorer for national godstransport. Der er dog stor forskel på kvaliteten af emissionsværdierne, afhængigt af transportmidler. En bedømmelse på basis af screeningen (og erfaringer fra tidligere projekter) giver følgende resultat:

Transportmiddel	Kvalitet af emissionsdata	Fremtidssikret
Vejtransport	Relativt god	Ja
Banetransport	Moderat	Nej
Søtransport	Moderat	Nej
Lufttransport	Dårlig	Nej
Pipeline	Ikke eksisterende	-

Ovenstående er en relativ bedømmelse af datakvaliteten for emissionsfaktorer i relation til fx miljøstyring af godstransporten for danske data.

## 2.2.2 Emissionsfaktorer i Europa (+ USA, Canada, Australien m.fl.)

Generelt kan emissionsværdierne for CO, HC, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> og partikler variere op til flere hundrede procent fra land til land. Dette skyldes dels forskelligheder i krav til brændstof, filtre og andre transportmiddelteknologier, dels forskelligheder i modellerne, der anvendes til emissionsberegninger. Via fælles lovgivning findes der dog en vis ensartethed inden for EU.

I EU står Miljøagenturet bag computerprogrammet Copert (European Environmental Agency, 1997), som på meget detaljeret niveau kan beregne emissioner og brændstofforbrug for vejtransport. Oplysningerne skønnes at være af høj kvalitet. Nogle oplysninger er dog fremskrevet ved faktortildeling af ældre data. Ud over en omfattende dataparameterisering bringer programmet også detaljerede oplysninger om VOC's sammensætning, hvad der er af betydning for bl.a. vurdering af miljø- og sundhedsskadelige effekter. Miljøagenturet udgiver ligeledes opslagsværket for europæiske luftemissioner EMEP/CORINAIR (European Environmental Agency, 1999), som ud over at bringe data fra COPERT også har oplysninger om tog, skib, fly og pipeline. På nær pipeline skønnes disse oplysninger at være moderat til relativt gode. Der er fundet andre referencer, som kan understøtte EMEP/CORINAIR. Alt i alt vurderes datasituationen i EU således:

Transportmiddel	Kvalitet af emissionsdata	Fremtidssikret
Vejtransport	Relativt god	Ja
Banetransport	Moderat	Ja
Søtransport	Moderat	(Ja)
Lufttransport	Moderat	(Ja)
Pipeline	Relativt dårlig	Nej

Ovenstående er en relativ bedømmelse af datakvaliteten for emissionsfaktorer i relation til fx miljøstyring af godstransporten for data i EU.

I USA har USEPA, Office of Mobile Sources, udviklet "Highway Vehicle Particulate Emission Modeling Software PART5". Modellen beregner for bl.a. dieseldrevne lastbiler partikelemissionen for partikler op til 10 µm og omfatter

<sup>1</sup> TEMA2000 og SEEK i Danmark. I Sverige har Nätverket för Godstransport och Miljö (NTM) udarbejdet skemaer for emissioner ved forskellige transportformer.

partikler i udstødningen og deres komponenter, slid på bremses og dæk samt ophvirvlet støv.

Det gælder generelt, at vejtransporten er den bedst beskrevne, hvad angår de traditionelle emissionsfaktorer. Kvaliteten af emissionsfaktorerne fra bane og søtransport varierer noget, og emissionsfaktorerne fra lufttransport og pipeline er dårlige eller ikke eksisterende.

### **2.2.3 Emissionsfaktorer i resten af verden**

Uden for den vestlige verden er der kun meget begrænsede data for emissionsfaktorer ved godstransport. Der må forventes meget store udsving for emissionsværdier for CO, HC, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> og partikler. Selv emissionsfaktorerne for CO<sub>2</sub> må forventes at være usikre.

## **2.3 Emissioner og ressourceforbrug**

### **2.3.1 Slid**

#### *Partikler*

Der er fundet en enkelt dansk rapport (Drivsholm et. al., 2000), der beskæftiger sig med dannelsen af partikler som følge af slid på bildæk og asfaltbelægninger.

#### *PAH*

Der er fundet to danske (Elvebakken, 1991), (Fauser, 1999) og en svensk publikation (Eriksson et. al., 1995), der giver et vist overblik over emissionen af PAH som følge af dækslid og slid af asfaltbelægninger.

#### *Tungmetaller*

I den danske massestrømsanalyse for nikkell er bl.a. angivet emissionen af nikkell med fuelolie, benzin og gasolie, smørelie, bitumen og naturgas (Lassen et. al., 1996b).

I den danske massestrømsanalyse for cadmium er bl.a. angivet emissionen af cadmium med galvaniserede køretøjer, dæk, olieprodukter og naturgas (Drivsholm et. al., 2000).

I en svensk publikation (Westerlund, 1998) er angivet emissionen af cadmium, chrom, kobber, nikkell, bly og zink fra bremsebelægninger på bl.a. lastbiler.

### **2.3.2 Fremstilling af brændstof**

Der er fundet en schweizisk publikation (Frischknecht, 1996), som på detaljeret niveau gør rede for ressourceforbrug og emissioner ved udvinding, raffinering, oplagring og distribution af brændstof i Schweiz og EU. Det nævnte opslagsværk EMEP/CORINAIR fra Miljøagenturet har ligeledes gode data, men ikke så operationelt anvendelige som det schweiziske værk.

### **2.3.3 Infrastruktur**

Der er fundet en dansk rapport (COWIconsult, 1992), som angiver materialeforbruget for trafikantlæg.

Der er fundet en schweizisk publikation (Maybach et. al., 1995), som på detaljeret niveau gør rede for ressourceforbrug og emissioner forbundet med opbygning og nedtagning af forskellige transportanlæg.

### **2.3.4 Fremstilling og bortskaffelse/genvinding af transportmidler**

Førnævnte danske rapport (COWIconsult, 1992) angiver også materialeforbruget for transportmidler.

Der er fundet en schweizisk publikation (Maybach et. al., 1995), som på detaljeret niveau gør rede for ressourceforbrug og emissioner forbundet med fremstilling og bortskaffelse/genvinding af de forskellige transportmidler. Også en svensk rapport beskæftiger sig med emnet (Eriksson et. al., 1995).

## **2.4 Areal anvendelse og barriere-effekt**

Der er fundet en dansk rapport (COWIconsult, 1992), der beskæftiger sig med disse forhold.

## **2.5 Logistikplanlægning**

Der er i det gennemgåede materiale flere undersøgelser om de logistiske sammenhænge. Der bør foretages en mere detaljeret screening af dette område for at undgå overlapning med andre projekter.

## **2.6 Opsummering**

Det har ikke indenfor den afsatte tid været muligt at afklare mulighederne for at inddrage erfaringer fra udenlandske undersøgelser af transportstatistik og logistikplanlægning. For transporter i Danmark er der allerede i dag modeller, der på et rimeligt niveau kan redegøre for emissionsfaktorerne for landtransport på vej. Derimod er der stadig væsentlige usikkerheder for emissionsfaktorer for bane-, sø- og lufttransport samt pipeline.

For godstransport i EU vurderes transportstatistikkerne at være behæftet med samme usikkerhedsfaktorer som de danske, og der bør foretages en metodiske prioritering i relation til disse transporter. Transportstatistik uden for EU vurderes at være meget usikker.

For transporter i EU findes der modeller, som på detaljeret niveau kan redegøre for emissionsfaktorerne for vejtransport og på rimeligt niveau for emissionsfaktorerne for bane-, sø- og lufttransport. For pipeline findes mere usikre faktorer. Det skønnes, at disse faktorer med fordel kan indgå i det danske arbejde.



# 3 Godstransporten i Danmark og EU

Dette kapitel beskriver godstransportens miljømæssige betydning, udvikling og karakteristika med fokus på Danmark. Da godstransport udgør sammenhængende logistikkæder, kan godstransporten ikke afgrænses snævert til Danmark, men må betragtes på regionalt eller globalt plan. En meget stor del af Danmarks internationale godstransport går til og fra EU, så derfor er det rimeligt at afgrænse karakteriseringen til Danmark og EU. I det senere arbejde med scenarier for produktkæder vil transporten naturligvis indgå på globalt plan.

## 3.1 Godstransportens miljømæssige betydning

Dette afsnit giver en problematisering af godstransportens miljømæssige betydning i forhold til samfundets øvrige energiforbrugende aktiviteter, dvs. produktion, handel og service samt husholdninger.

I statistikkerne fra fx Danmarks Statistik, Energistyrelsen, Trafikministeriet, Miljøstyrelsen og Eurostat findes der forskellige oplysninger om godsmængder og transportarbejde. Men med hensyn til energiforbrug og miljøbelastning er godstransporten ikke - eller kun i ringe omfang - skilt ud fra den samlede transport. I dette afsnit er godstransportens miljø- og energiandel estimeret fra tilgængelig statistik og personlige oplysninger fra Energistyrelsen. Statistikken vedrører først og fremmest Danmark og er baseret på salgsstatistik. Dette betyder, at kun brændstof solgt her i landet er omfattet og således ikke dansk transport i udlandet. Til gengæld er udenlandsk transport i Danmark indirekte med.

Omfanget af påfyldninger af brændstof på eksportlastbiler varierer, afhængig af de nationale dieselpriker. Således har der de seneste år været en nettoeksport af diesel til svenske og tyske lastbiler, der har tanket i Danmark på grund af de lave dieselpriker. Omfanget af disse relationer er ikke klare, og der må derfor tages forbehold for de konklusioner, der kan drages af brændstofstatistikken. Betydningen af Danmarks transportrelationer med udlandet vil blive diskuteret i afsnit 3.1.1.

### 3.1.1 Transportens energiforbrug i Danmark og EU

Figur 3.2 og 3.3 viser energiandelen af den samlede person- og godstransport i EU og i Danmark. Som kilder er benyttet EU Transport in Figures (European Commission, 1999) og Energistatistik 98 (Energistyrelsen, 2000).

Oplysningerne er baseret på det direkte energiforbrug, dvs. at tab i forbindelse med energifremstilling (udvinding, raffinering og konvertering til el og varme) ikke er medregnet, se boksen på næste side. Der arbejdes i det følgende med begreberne direkte og primær energi, og disse er forklaret i boksen på næste side.

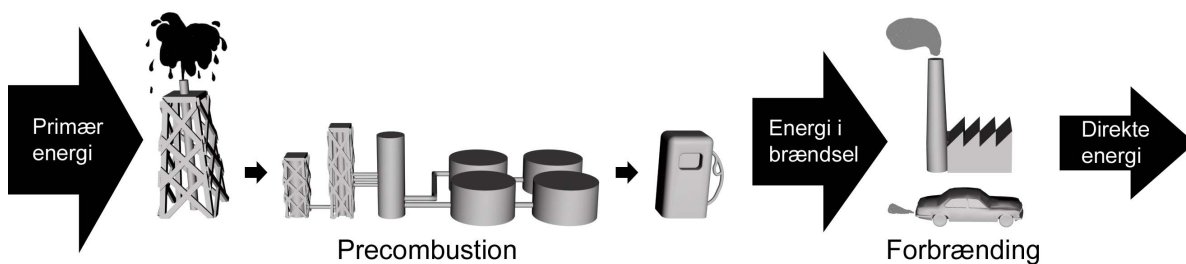
## Om energi fra brændsler

Brændsler til energiformål udvindes af ressourcer. Ressourcerne kan være vedvarende, som f.eks. biomasse (træ, halm etc.) eller begrænsede, som f.eks. fossile brændsler (naturgas, olie, kul). Brændslerne anvendes både til varme, transport og elfremstilling.

### *Primær energi*

Den primære energi er den mængde energi, der forbruges som ressource. Den primære energi er større end den energimængde, der fremkommer ved forbrænding af det producerede brændsel dvs. den energi som er indeholdt i brændslet. Dette skyldes, at brændslerne før de kan anvendes skal udvindes, klargøres eller forædles samt transporteres. Disse processer kaldes tilsammen *precombustion*. Direkte oversat betyder det "før forbrænding", men dette udtryk benyttes ikke på dansk. Precombustion kræver energi og medfører en miljøbelastning. I forhold til energien i brændslet udgør tabet ved precombustion 5-20%.

Den primære energi er summen af precombustion og energien i brændslet.



Energien i brændslet kaldes også det direkte brændselsforbrug

### *Direkte energi*

Den mængde energi, som bliver nyttiggjort ved forbrænding i f.eks. fyr eller maskiner kaldes *direkte energi*. Den direkte energi kan f.eks. være relateret til el, damp eller varme. Ofte vil der være tab således, at den direkte energi er mindre end energien i brændslet.

### *Termisk energi og transport energi*

Termisk energi er varme eller damp fra fyringsanlæg. Transportenergi er mekanisk energi fra motorer. Til produktion af termisk energi og transportenergi indgår den primære energi, selve forbrændingen, tab ved forbrændingen og tab ved brug af energien. Tabet ved forbrænding udgør typisk 10-30% for fyr og 50-85% for motorer.

### *Elektrisk energi*

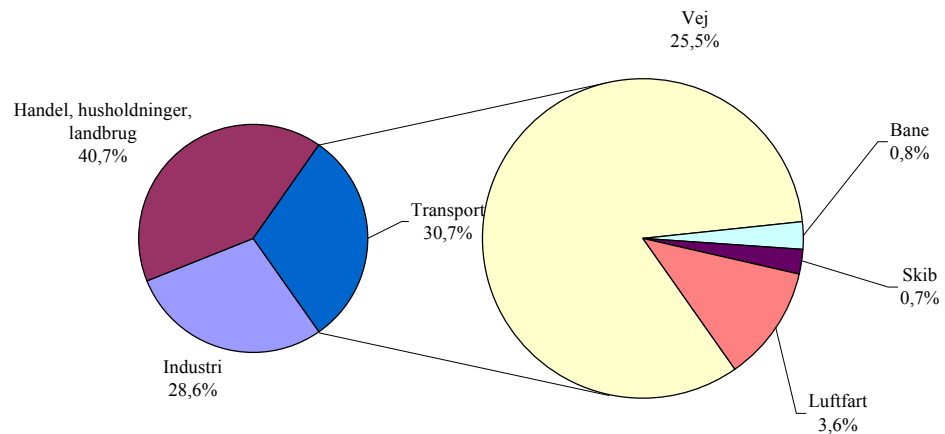
kommer fra fossile brændsler, uran og biobrændsler. Dertil kommer sol, vind eller vand. I elektrisk energi produceret fra brændsler indgår de samme processer og tab, som er nævnt ovenfor. Desuden er der tab ved levering af el fra kraftværk til forbruger.

I forhold til energien i brændslet er det samlede tab ved produktion og levering af elenergi typisk 60-70%. Det er således kun ca. 1/3 af den primære energi, der kan tappes som el af forbrugerne.

Brændselsenergien indfyret i kraftværket måles f.eks. i TJ ( $10^{12}$  J) eller tons. Den producerede og direkte anvendte elenergi angives normalt i kWh eller GWh ( $10^9$  Wh).

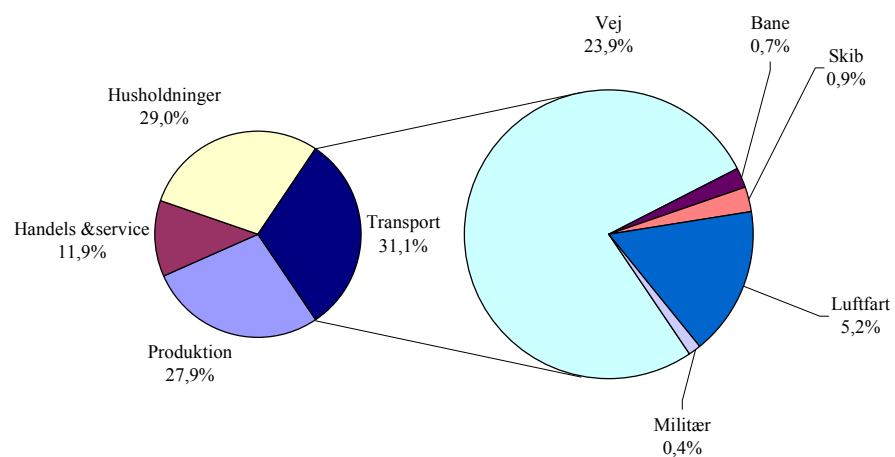


### Transportens andel i EU, direkte energi



Figur 3.1 Transportens andel i EU, ekskl. international skibsfart, 1998.

### Transportens andel i Danmark, direkte energi



Figur 3.2 Transportens andel i Danmark, ekskl. international skibsfart, 1998.

For både Danmark og EU gælder, at international skibstrafik ikke er medregnet, dvs. at brændsel ved bunkring er udeladt. (European Commission, 1999) oplyser imidlertid lidt ældre tal for bunkring, som viser, at andelen heraf udgør 3,8% af det samlede energiforbrug, svarende til godt 11% af transportenergiforbruget. Tal fra Oliebrancens Fællesrepræsentations olieberetning (Oliebrancens Fællesrepræsentation, 2000) peger på, at denne andel er ca. dobbelt så stor for Danmarks vedkommende. Statistikken vedrørende international skibstrafik er imidlertid mangelfuld, og det kan ikke afgøres, hvor stor en del der rent faktisk forårsages af dansk gods. Tallene viser dog, at international skibstrafik ikke er ubetydelig. Den altovervejende del udgøres antagelig af godstransport.

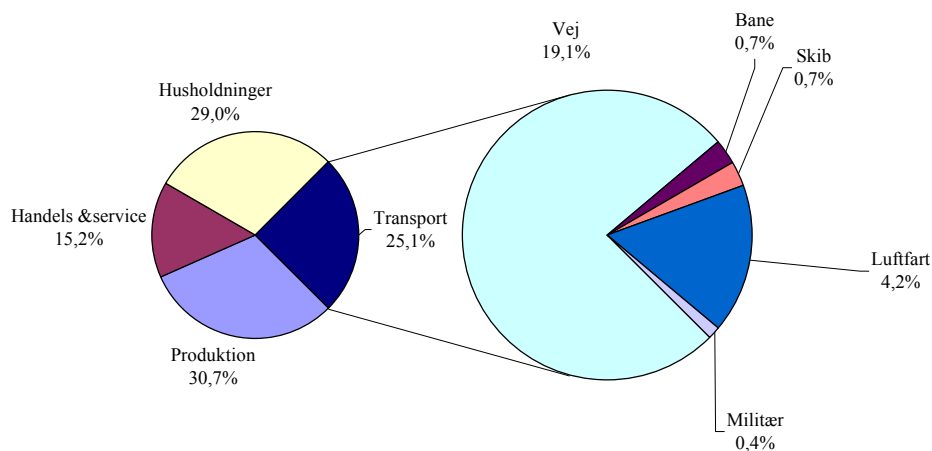
Figurerne viser nogenlunde samme billede. I EU statistik er handel, service og husholdninger lagt sammen og indeholder også landbrug, men svarer ret godt til summen af de danske andele. For EU er et mindre bidrag til ikke-energi formål ikke medtaget. Ikke-energi formål er fx olie, kul eller naturgas, som

benyttes som råvarer for kemiske produkter. For Danmark er dette bidrag regnet med under produktion, men dette påvirker ikke det samlede billede. Transportandelen i Danmark og EU er ca. lige stor og fordeler sig på nogenlunde samme måde, dog således at den danske andel af lufttrafik er noget større end EUs gennemsnit. Ifølge Energistyrelsen (Jensen, 2000) skyldes dette et stort brændstofsalg fra Kastrup lufthavn, som er vanskelig at fordele på danske og udenlandske fly, men Energistyrelsen arbejder på at forbedre statistikken. Dansk indenrigsflyvning alene udgør kun 0,2% af det samlede energiforbrug.

Set fra et miljømæssigt synspunkt er fordelingen mellem de direkte energiforbrug ikke helt repræsentativt for miljø- og ressourcebelastningen. I stedet bør benyttes det primære energiforbrug, se faktaboksen i afsnit 3.1.1. Figur 3.4 viser transportens energiandel i Danmark fordelt ud fra primær energi. Det direkte energiforbrug i Danmark var i 1998 på 642.149 TJ (Energistyrelsen, 2000), se bilag A. 1 TJ (terajoule) =  $10^{12}$  J svarer til ca. 24 tons olie. Når man til det direkte energiforbrug lægger bidraget til el- og varmekonvertering samt udvinding/raffinering (precombustion), får man det samlede energiforbrug målt i brændsler og vedvarende energi, se beregningerne i bilag 1. Energibidraget til el- og varmekonvertering er 140.572 TJ og energibidraget til udvinding/raffinering er 39.112 TJ. Det samlede energiforbrug målt i brændsler og vedvarende energi er derfor 854.760 TJ. Fraregnes bidraget fra eksport af elektricitet er det samlede energiforbrug ca. 831.115 TJ.

Bidraget til udvinding/raffinering vedrører kun dansk produceret brændsel, og giver derfor ikke et retvisende billede af produktionen af den brændselsmængde, som omsættes i Danmark. I stedet er der lagt 10% til det direkte brændselsforbrug for udvinding og raffinering. Dette tillæg passer ret præcist for gas- og fuelolie, naturgas og kul ud fra data i (Miljøstyrelsen, 1999), men er lidt i underkanten for koks og benzin. Med tildelingen af 10% i stedet for bidraget til udvinding/raffinering i Danmark er *det primære energiforbrug i Danmark på 867.334 TJ* (ekskl. eksport af el). I figur 3.4 er el og varmeproduktion samt udvinding og raffinering delt ud på de enkelte forbrugsgrupper, som derved er repræsenteret ved det primære energiforbrug.

**Transportens andel i Danmark, primær energi**



Figur 3.3 Transportens andel i Danmark målt som primær energi, ekskl. international skibsfart, 1998.

Figur 3.4 viser sammenlignet med figur 3.3, at den danske transports relative andel er lidt mindre målt i primær energi end i direkte. Dette skyldes, at transport i Danmark kun bruger lidt elektricitet i forhold til elforbruget i husholdninger, handel/service og produktion og at produktion af elektricitet fra brændsler er forbundet med store tab.

### 3.1.2 Godstransportens relative energiforbrug

Der er ikke fundet statistiske oplysninger, som direkte udtrykker energiforbruget ved godstransport eller persontransport. Energistyrelsen regner med, at ca. 30% af transportenergien anvendes til godstransport (Jensen, 2000). Ifølge denne kilde udgør godstransporten 37% af det direkte energiforbrug på vej og 25% af det direkte energiforbrug på bane.

Energistyrelsen har ingen fordeling vedr. skibsfart, men de arbejder med det. I dette projekt er estimeret et energiforbrug for national godstransport med skib, svarende til en andel på ca. 39% af det samlede direkte energiforbrug for skibstrafik. Dette er baseret på et estimat af transportarbejdet ud fra registreret godsmængde (Danmarks Statistik, 1999a) og afstand skønnet ud fra godsomsætning mellem danske havne fra samme kilde. Energiforbruget er for transportarbejdet beregnet ud fra oplysninger om skibes energiforbrug i (Miljøstyrelsen, 1999). Gods med færger er regnet som Ro-Ro skibe og resten som coastere.

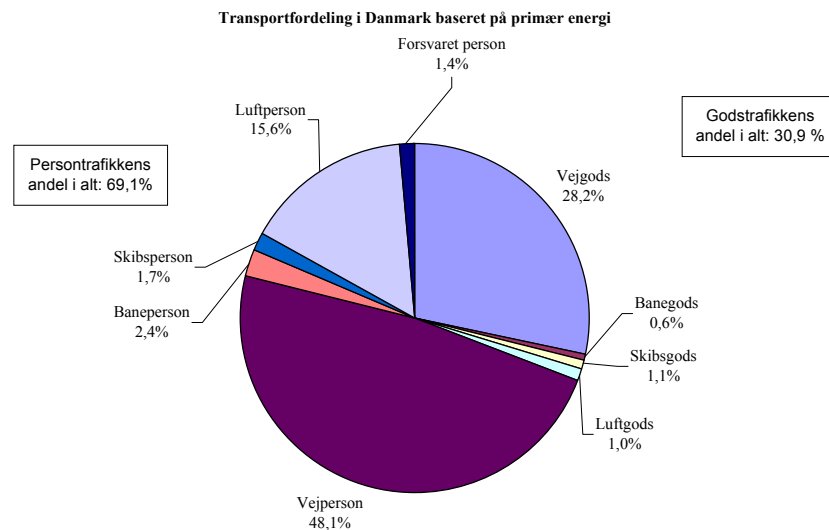
For flytrafik har Energistyrelsen sammen med de danske indenrigsselskaber estimeret en andel på ca. 10% af det direkte energiforbrug til flytrafik, men opgørelsen er usikker, og Energistyrelsen arbejder på bedre statistikdata. Andelen på 10% af energiforbruget til godstransport med fly skønnes i overkanten, og ud fra verificering af energiforbrugene (afsnit 3.1.3) er det valgt at benytte 6%.

Godstransportens andel af transportenergiforbruget i henhold til ovenstående er resumeret i tabel 3.1. Den øvrige del af energiforbruget vedrører underforstået persontransport. Af praktiske grunde er forsvarets transport regnet som persontransport.

Tabel 3.1 Godstransportens andel af det direkte transportenergiforbrug i dette projekt.

Transportform	%
Vej iflg. Energistyrelsen	37
Bane iflg. Energistyrelsen	25
Skib estimeret i dette projekt	39
Luftfart estimeret i dette projekt	6
Energistrelsens forventede samlede andel	30

Figur 3.5 viser fordelingen af gods- og persontransport for hver transportform beregnet som primær energi. Fordelingen er beregnet under brug af andelene af godstransportens direkte energiforbrug for hver transportform vist i tabel 3.1 og tillagt precombustion og bidrag til elkonvertering. Der vil kun være lille afvigelse mellem den direkte og den primære energifordeling, da transporten kun bruger lidt elektricitet, så forskellen vil mest vedrøre banetransport. Rent praktisk er det antaget, at elforbruget på banen udelukkende går til passagerdrift, hvorefter brændselsforbruget er fordelt mellem person- og godstrafik.



Figur 3.4 Transportens energifordeling i Danmark fordelt på gods- og persontransport, baseret på primær energi, 1998.

Godstransportens andel ses at udgøre ca. 31% af transportens energiforbrug, hvilket er i god overensstemmelse med Energistyrelsens forventning. Hovedparten er vejgods.

### 3.1.3 Verificering af energiforbrugene

Energiforbruget til godstransport i dette projekt bygger på salgsstatistik af brændstof samt forskellige estimater, og en række forhold er interessante at få verificeret:

- Er andelen af vejgods rimelig?
- Er andelen af banegods rimelig?
- Hvordan er billedet for vejtransport med danske lastbiler set som forbrugsstatistik, dvs. national og international kørsel med danske last- og varebiler?
- Forekommer det store energiforbrug til flytransport rimelig?
- Er andelen af flygods rimelig?

#### *Andelen af vejgods*

Denne andel kan verificeres ved at antage, at den solgte mængde gasolie (dieselolie) fraregnet en andel til personbiler og busser går til godstransport. Mængden af gasolie til vejtransport er 65.412 TJ, direkte energi (Energistyrelsen, 2000). (Danmarks Statistik, 1999b) oplyser antallet af personkm (pkm) i bus til 11.135 mio. Eurostat benytter et energiforbrug på 0,6 MJ/pkm for bus. Dette giver et energiforbrug på 6.680 TJ til busser.

Dieselpersonbiler udgør 4,6% af antal personbiler. Hvis dieselpersonbilerne forbruger samme mængde energi pr. bil som benzinpersonbilerne forbruger de 3.930 TJ (svarende til 4,6% af benzinmængden på 85.400 TJ). Tilbage er 54.800 TJ eller 36% af den samlede vejtransport på 150.812 TJ. Dette svarer godt til de oplyste 37%.

Et gråt område er servicetransport (fx politi, redning, reparation, håndværk) og det kan være interessant at kende størrelsesordenen. En del servicetransport udføres med ovennævnte dieselpersonbiler, men også varebiler, der overvejende kører på diesel, benyttes. Pr. definition sætter man personbil = persontransport og varebil = godstransport. Brændstofforbruget til varebilerne kan beregnes til ca. 18 000 TJ (se ad 3), så størrelsen er ikke uinteressant. En del servicekørsel medfører i sig selv godstransport, fx en murer der har sine mursten med, eller en installatør der har reservedele eller måske fx en hel vaskemaskine med.

#### *Andelen af banegods*

I Nøgletal for Transport (Danmarks Statistik, 1999b) er godstransporten med tog opgjort til 2.066 mio. tonkm, som dog dækker national og international transport med danske tog. Energiforbruget med godstog er ca. 0,7 MJ/tonkm<sup>2</sup> fra data i (Miljøstyrelsen, 1999). Dette giver et energiforbrug på 1.446 TJ, som på størrelsesordenen bekræfter den beregnede mængde, som er 1.221 TJ direkte energi.

#### *Vejtransport med danske lastbiler*

Salgsstatistikken for brændstof har den svaghed, at den ikke viser energiforbruget forårsaget af vejtransport med danske lastbiler, dvs. både national og international kørsel. I salgsstatistikken indgår imidlertid et vist salg til udenlandske lastbiler som kører i Danmark, som sandsynligvis vil mere end opveje den brændstofmængde, som danske lastbiler køber i udlandet.

Den nationale vognmandskørsel (lastbiler >6 tons totalvægt) udgør 10.108 mio. tonkm (Danmarks Statistik, 1999b). Eurostat benytter et energiforbrug på 2,6 MJ/tonkm for vejgods, som dækker en blandet flåde af små og store lastbiler. Dette giver et energiforbrug på 26.280 TJ. Den internationale vognmandskørsel med danske lastbiler >6 t udgør 11 264 mio. tonkm (Danmarks Statistik, 1999b). Dette finder overvejende sted med store lastbiler (>18 tons totalvægt). Benytter man et energiforbrug på 0,9 MJ/tonkm fra data i (Miljøstyrelsen, 1999) giver det et energiforbrug på 10.140 TJ eller i alt ca. 36.400 TJ. Mængden beregnet ud fra Energistyrelsens 37% fordeling er 55.800 TJ, direkte energi, og dermed en del større. Det skal dog bemærkes, at godstransporten med varebiler (2-6 t) ikke er med i ovenstående regnestykke.

Antal køretøjs-km med disse varebiler er 5.204 mio. km sammenlignet med 36.800 for personbiler og 713 for lastbiler >6 t. Hvis man antager et brændselsforbrug på 0,08 kg/km (10 km/l), får man et energiforbrug for varebilerne på ca. 18.000 TJ som sammen med de før beregnede 36.400 TJ giver 54.400 TJ. Dette er i god overensstemmelse med den beregnede mængde for vejgods på 55.800 TJ og viser, at både den nationale og den internationale vejgods transport kan rummes i dette tal.

Den verificerede mængde kan være lidt mindre, da nogle af varebilerne må formodes at blive benyttet til persontransport. På den anden side vil den beregnede mængde, som tilfældet er, forventeligt være større end den verificerede, da den som følge af lavere dieselpris i Danmark end i udlandet i opgørelsesperioden vil indeholde et (ukendt) mersalg fra grænsehandel.

---

<sup>2</sup> Eurostat benytter 0,4 MJ/tonkm, men ca. 75% af banen i EU er elektrificeret, hvilket giver et mindre direkte energiforbrug.

### *Energiforbruget til flytransport*

Antal personkm med indenrigsfly er 424 mio. (Danmarks Statistik, 1999b). Eurostat benytter et energiforbrug på 2,4 MJ/pkm for fly. Dette giver et energiforbrug på 1.012 TJ, hvilket bekræfter de oplyste 1.300 TJ (Danmarks Statistik, 2000).

Antal personkm med udenrigsfly er ikke oplyst men er estimeret således: Der var i 1998 268.000 starter/landinger med udenrigsfly og 8,18 mio. passagerer. Hvis hver passager i gennemsnit rejser fx 1.500 km giver det 12.270 mio. pkm og et energiforbrug på 29.400 TJ ved 2,4 MJ/pkm. Denne værdi bekræfter de oplyste 31.453 TJ (Danmarks Statistik, 2000).

### *Andelen af flygods*

Der blev i Danmark fragtet 21.000 t flygods i 1998 (Danmarks Statistik, 1999b). Hvis hver rute i gennemsnit er 200 km svarer dette til 4,2 mio. tonkm. Fra data i (Miljøstyrelsen, 1999) kan man beregne et energiforbrug på ca. 20 MJ/kg gods som summen af start/landing og cruise med et mellemstort fly. Det resulterende energiforbrug bliver derved 84 TJ eller 6,5% af det oplyste forbrug på 1.300 TJ.

Der blev fragtet 99.000 tons gods med danske udenrigsfly i 1998. Hvis man i gennemsnit regner med 2.000 km svarer dette til 198 mio. tonkm. Fra data i (Miljøstyrelsen, 1999) kan man beregne et energiforbrug på ca. 10 MJ/kg gods som summen af start/landing og cruise med et stort fly. Det resulterende energiforbrug bliver derved 1.980 TJ eller 6,4% af det oplyste forbrug på 31.453 TJ. Estimatet er naturligvis meget usikkert.

Ovenstående verificering tyder på, at 10% energiforbrug til flygods er højt sat, og det er valgt at benytte 6%. De 10% kan dog være realistisk, hvis udenrigs flygods gennemsnitligt transporteres væsentligt længere end de 2.000 km fra eksemplet.

### **3.1.4 Godstransportens relative miljøbelastning**

Transportens andel af energiforbruget som vist i figur 3.3 og 3.4 giver en indikation af transportens miljøbelastning, men uden at vise et klart billede. For at vise transportens miljøbelastning mere præcist er det nødvendigt at beregne dens miljøeffekter og sammenligne disse med de øvrige energirelaterede og ikke energirelaterede miljøeffekter i Danmark.

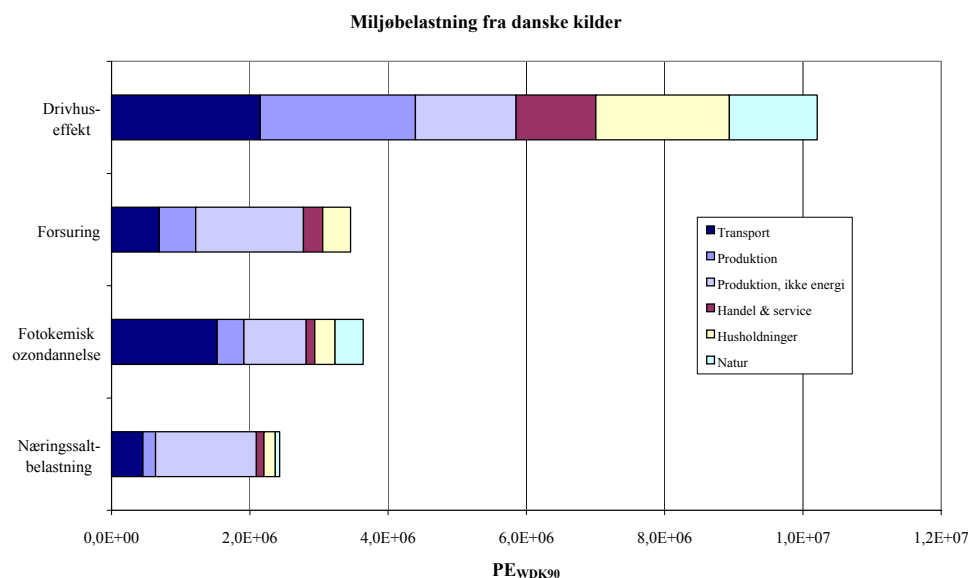
Miljøeffekterne beregnes fra de emissioner, som kommer fra alle processer i Danmark, dvs. energirelaterede processer, ikke-energi relaterede processer og naturprocesser (forrådnelse etc.). Beregningen af emissionerne er skitseret nedenstående. Figur 3.6 viser de miljøeffekter fra den danske luftemission, som traditionelt vurderes – drivhuseffekt, forsuring, fortokemisk ozondannelse og næringssaltbelastning. Miljøeffekterne er beregnet ved den såkaldte UMIP-metode (Wenzel et al. 1996), se afsnit 4.1. Resultaterne er vist i såkaldt normaliserede værdier, da dette muliggør en sammenligning med befolkningstallet, se diskussionen af tabel 3.3. Normalisering er forklaret i afsnit 4.1 og er udtrykt i *personækvivalenter* – PE<sub>WDK90</sub>.

I figur 3.6 er produktionen af brændsler (precombustion) indregnet, dvs. at miljøeffekterne udtrykker den primære energi. Beregningerne kan følges i bilag B. Figur 3.7 viser den procentvise fordeling og modsvarer således figur 3.4, som viste den procentvise fordeling af det primære energiforbrug.

Til brug for beregningen af miljøeffekter er mængden af de enkelte luftemissioner som hidrører fra energi beregnet ud fra emissionsfaktorer:

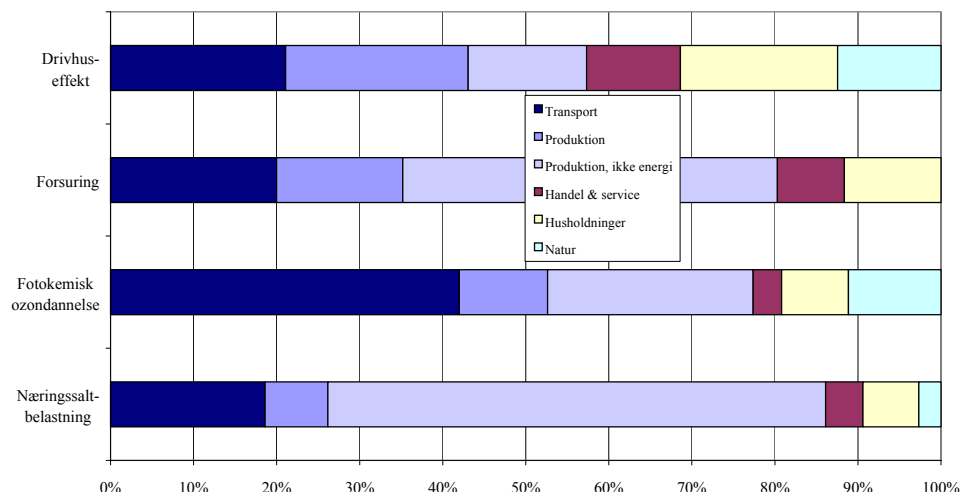
- Dansk elproduktion og fjernvarme (1998) er beregnet fra Energistyrelsens oplysninger med hensyn til CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> og SO<sub>2</sub> samt fordeling mellem el- og varmeproduktion (Energistyrelsen, 2000). For de øvrige emissioner er benyttet tal fra Danmarks Miljøundersøgelser (DMU, 2000), fordelt efter samme nøgle som anvendt af Energistyrelsen
- For fyring med olie, kul og naturgas er benyttet emissionsfaktorer fra (Frischknecht, 1996)
- For transportmidler er benyttet emissionsfaktorer fra Corinair publiceret af European Environmental Agency (EEA), 1999. For lastbiler er NO<sub>x</sub>, NMVOC og partikler dog baseret på EUs grænseværdier, EURO2. Partiklerne er ikke miljøvurderet.
- For energiproduktion (pre-combustion) er olieproduktion baseret på Frischknecht 1996 og naturgasproduktion på Bakkane 1994. Stenkulsproduktion er hentet fra UMIP-databasen (Miljøstyrelsen, 1999).

Mængden af luftemission, som ikke kan relateres til omsætning af brændstofenergi, er beregnet fra oplysninger fra Danmarks Miljøundersøgelser, 2000. Oplysningerne vedrører fordampning af opløsningsmidler, affaldsbehandling, landbrug m.v. samt natur. DMU indberetter disse oplysninger til EEA, hvor de indgår i Corinair-statistikken.



Figur 3.5 Miljøeffekter fra danske kilder udtrykt som personækvivalenter og indregnet produktion af energi, 1998. Enheden PE<sub>WDK90</sub> er forklaret i afsnit 4.1.

Miljøbelastning fra danske kilder, %



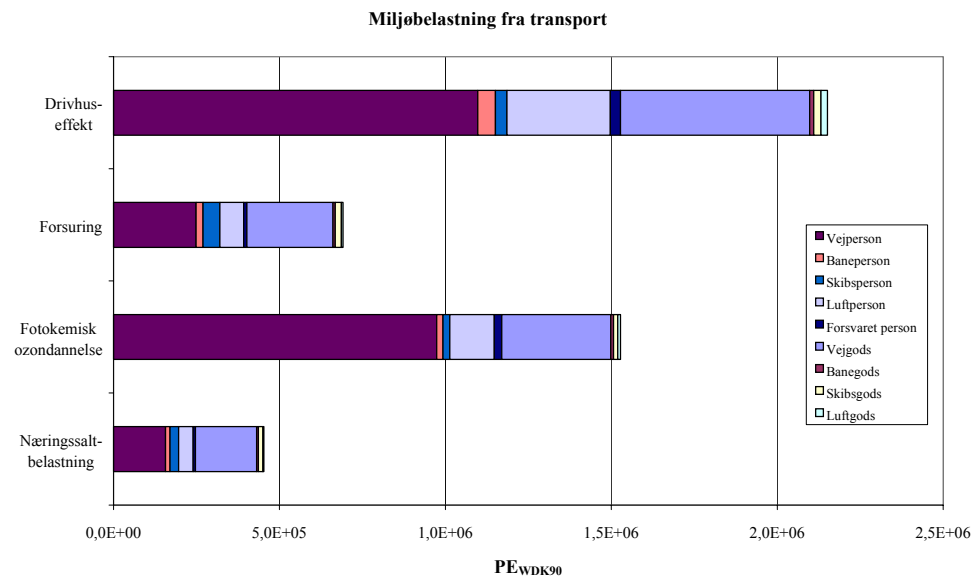
Figur 3.6 Procentvis fordeling af miljøeffekter fra danske kilder, 1998.

Figur 3.6 viser, at de største miljøbelastninger fra transport, målt i personækvivalenter, kan tilskrives drivhuseffekt og fotokemisk ozondannelse. Hvis man ser på den procentvise fordeling er andelen af drivhuseffekt, forsuring og næringsaltbelastning nogenlunde lige stor - og noget mindre end hvad transportandelen af energi viser (figur 3.4). Dette skyldes, at bidraget fra ikke-energi kilder er medtaget i figur 3.6 og 3.7. Bidraget fra ikke-energi kilder er især stort for forsuring og næringsaltbelastning, hvilket for en stor del må tilskrives landbruget, der udgør langt hovedparten af "produktion, ikke energi". Sammenlignet med andre kilder bidrager transporten især til fotokemisk ozondannelse, hvor den står for godt 40%.

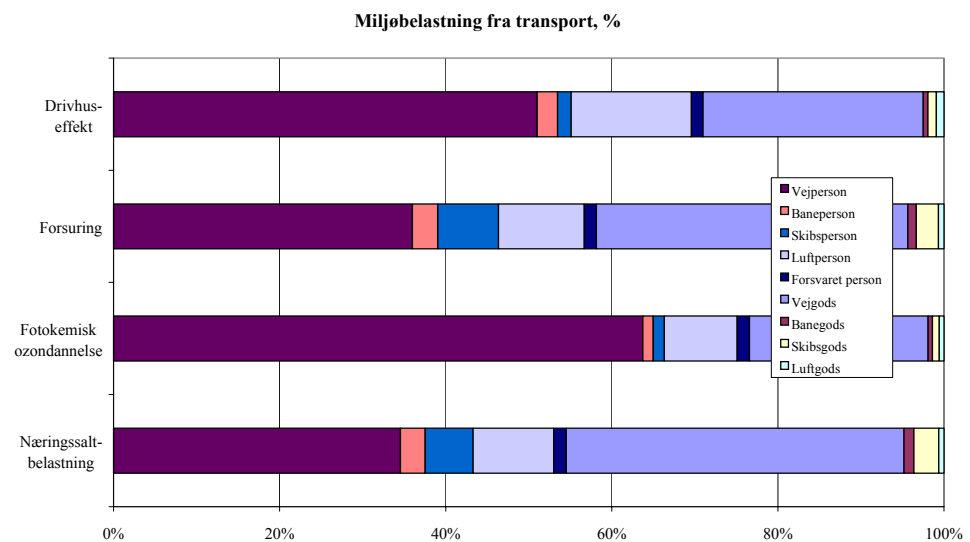
Foruden de viste effekter er toksicitet vigtig, men denne er overordentlig usikker at vurdere, og er derfor ikke medtaget. Transport er dog erkendt at bidrage væsentligt til både human- og økotoxicitet via udledning af bl.a. VOC, CO, partikler og i mindre grad tungmetaller. Sidstnævnte problem er blevet væsentligt reduceret gennem udfasning af bly i benzin og er nu begrænset til spormetaller i brændstoffet og slitage af motor og katalysator. Emissioner til vand er ligeledes ikke medregnet, fordi transport stort set ikke bidrager til vandemission vedrørende de her medtagne effekter. Især landbruget bidrager her til vandemission med effekterne forsuring og næringsaltbelastning.

Figur 3.8 viser miljøeffekterne fra de forskellige former for person- og godstransport. Figur 3.9 viser den procentvise fordeling modsvarende figur 3.5. Igen viser persontransporten den største andel af transportens miljøbelastning, men der er dog forskydninger mellem de forskellige miljøeffekter. Godstransporten står for ca. 30% af drivhuseffekten og persontransporten for de resterende 70%, hvilket er forventeligt sammenlignet med figur 3.5, da transportens drivhuseffekt altovervejende er relateret til CO<sub>2</sub>-emission fra forbrænding af brændsler. Med hensyn til forsuring og næringsaltbelastning har godstransporten en noget større andel, nemlig godt 40%, hvorimod andelen af fotokemisk ozondannelse er mindre, nemlig ca. 25%.





Figur 3.7 Miljøeffekter fra de enkelte person og gods transportformer indregnet produktion af brændsler, 1998.



Figur 3.8 Procentvis fordeling af miljøeffekterne fra person og gods transportformer, 1998.

I tabel 3.2 er resumeret de beregnede effektpotentialer for godstransport.

Tabel 3.2. Effektpotentialer for godstransport. Afrundede værdier.

Effektpotentialer	PE <sub>WDK90</sub>
Drivhuseffekt	620.000
Forsuring	289.000
Fotokemisk ozondannelse	358.000
Næringsaltbelastning	206.000

Beregningerne af transportens miljøbelastninger er behæftet med en del usikkerhed, som især kan tilskrives emissionsfaktorerne. Emissionsfaktorerne er verificeret ved sammenligning med DMUs forventede emissioner og er diskuteret nedenstående.

Tabel 3.3 viser antal personekvivalenter i Danmark beregnet dels ud fra dette projekt og dels fra DMUs emissionsopgørelser (Danmarks Miljøundersøgelser, 2000).

Tabel 3.3 Antal normaliserede personekvivalenter for dansk luftemission beregnet fra dette projekt og DMUs opgørelse.

Miljøeffekt	PE <sub>WDK90</sub> , dette projekt	PE <sub>WDK90</sub> , DMU
Drivhuseffekt	10,2 E6	9,86 E6
Forsuring	3,45 E6	3,51 E6
Fotokemisk ozondannelse	3,62 E6	4,26 E6
Næringssaltbelastning	2,43 E6	2,62 E6

Overordnet set kan man forvente, at resultaterne målt i personekvivalenter vil svare nogenlunde til indbyggertallet i Danmark, med det forbehold, at personekvivalenterne er målt med 1990-udledninger som fast reference. Tabellen viser, at antal personekvivalenter for drivhuseffekten er ca. dobbelt så stor som Danmarks befolkning. Dette er forventeligt, da personekvivalenten for drivhuseffekten er opgjort i forhold til en verdensborgers gennemsnitsudledning, da drivhuseffekten er en global effekt. En gennemsnitsborger i et I-land som Danmark står for ca. dobbelt så stort et drivhuseffektbidrag som den gennemsnitslige verdensborger.

Med hensyn til forsuring, fotokemisk ozondannelse og næringssaltbelastning er antal personekvivalenter mindre end Danmarks befolkning. Dette er forventeligt, dels fordi mængden af de emissioner som forårsager disse effekter er faldet og dels – for næringssaltbelastning og forsuring – fordi emissioner til vandmiljøet ikke er medregnet. Næringssaltbelastning og forsuring til vandmiljøet kommer især fra landbruget, men de statistiske oplysninger om mængderne er mangelfulde, hvorfor de ikke er medregnet.

Der er stort set god overensstemmelse mellem værdierne beregnet i dette projekt og værdierne beregnet fra DMUs opgørelse. DMU inkluderer kun produktion af brændsler i Danmark, mens dette projekt inkluderer produktionen af de forbrugte brændsler, som er noget større. Det er især kulproduktion til elværker, som udgør forskellen. Modsat rettet opgør DMU den faktiske produktion af el, hvor dette projekt opgøres på det faktiske forbrug, som var lidt mindre end produktionen i 1998 på grund af eksport af el. Netto har drivhuseffekten en lidt større værdi i dette projekt end i DMUs opgørelse og de øvrige effekter lidt mindre – mest udtalt for fotokemisk ozondannelse.

Sidstnævnte forskelle skyldes bl.a., at dette projekt har anvendt emissionsfaktorer for de enkelte transportformer som for lastbiler er baseret på nugældende grænseværdier (EURO 2). Derimod bygger DMUs opgørelse på emissionsfaktorer, som er repræsentative for den eksisterende flåde af transportmidler, som er godkendt i henhold til grænseværdierne i pre-EURO, EURO 1 og EURO 2. For fotokemisk ozondannelse, som forårsages af NMVOC, udgør transporten således 42% inkl. brændselsproduktion i dette projekt og 46% ekskl. brændselsproduktion i DMUs opgørelse. I DMUs opgørelse ligger NMVOC fra brændselsproduktion under produktion.

Anvendelse af emissionsfaktorer rummer altid en usikkerhed, da man i sagens natur ikke har mulighed for at måle på alle enkeltkilder. Kun "hovedemissionerne" fra meget store enkeltkilder som kraftværker o.lign. er

baseret på målte værdier i dette projekt såvel som i DMUs opgørelse. Med hensyn til transport og fyring med brændsler har der i dette projekt været behov for en opdeling på transportformer og brændselsformer, hvilket giver et mere nuanceret billede i forhold til DMU; men de anvendte emissionsfaktorer er i lighed med DMUs ret grove.

Det kunne være interessant at benytte en mere præcis model opdelt efter mere specifikke typer af transportmidler, transportmønstre etc., da man herved kan anvende mere præcise emissionsfaktorer. Værktøjer som fx TEMA (Trafikministeriet, 2000) eller UMIP (Miljøstyrelsen, 1999) åbner mulighed for dette, men for et samlet nationalt transportscenarie vil modellen blive meget omfattende og statistikken for transportarbejdet, som man må basere resultaterne på, er meget usikker. Derfor er der til denne opgørelse ikke forsøgt udført mere præcise beregninger.

En stor usikkerhed i dette projekts opgørelse knytter sig til produktion af brændsler, hvor der er meget stor afvigelse mellem forskellige referencer – bl.a. affødt af hvor brændslet er produceret. I forhold til afbrænding af brændslet udgør produktionen dog kun en begrænset del – ca. 10% målt som energi. Men for fx NMVOC kan andelen være meget stor, og der er stor forskel mellem de forskellige referencer.

Med dette projekts referencer er NMVOC-udledningen størst for olieudvinding og – produktion og mindst for naturgas med stenkulsproduktion ca. midt imellem. Referencen for olieproduktion er for EU's gennemsnitsforbrug, der for en stor del er produceret i Mellemøsten, og referencen er næppe repræsentativ for dansk produktion. Imidlertid har Danmark både en stor import og eksport af olie til EU. Det har ikke været muligt at fremskaffe nøjagtige data for dansk olieproduktion.

Bagom den tidligere nævnte forskel på fotokemisk ozondannelse mellem dette projekt og DMUs opgørelse gemmer sig, at NMVOC fra olieproduktion i dette projekt er en del større end i DMUs opgørelse og at NMVOC fra transportmidlerne med de nugældende grænseværdier anvendt i dette projekt kan være væsentlig mindre end den faktiske flåde repræsenteret i DMUs opgørelse (EURO 2 er fx under det halve af pre-EURO fra før 1993). Der er væsentlig usikkerhed ved at anvende grænseværdier til opgørelsen, da emissionerne i praksis vil variere med transportmiddelteknologi og transportmønstre.

Fokus på transportens miljøpåvirkning ligger traditionelt på drivhuseffekten, men dette afsnit viser, at transporten har andre miljøeffekter, hvoraf fotokemisk ozondannelse som følge af VOC synes at være et særligt transportrelateret problem, hvorimod transportens andel i næringssaltbelastning og forsurening synes at ligge på niveau med drivhuseffekt. Vi skal senere se at transporten også giver et væsentligt bidrag til toksicitetseffekter som følge af VOC og partikler.

### 3.2 Godstransportens udvikling og karakteristika

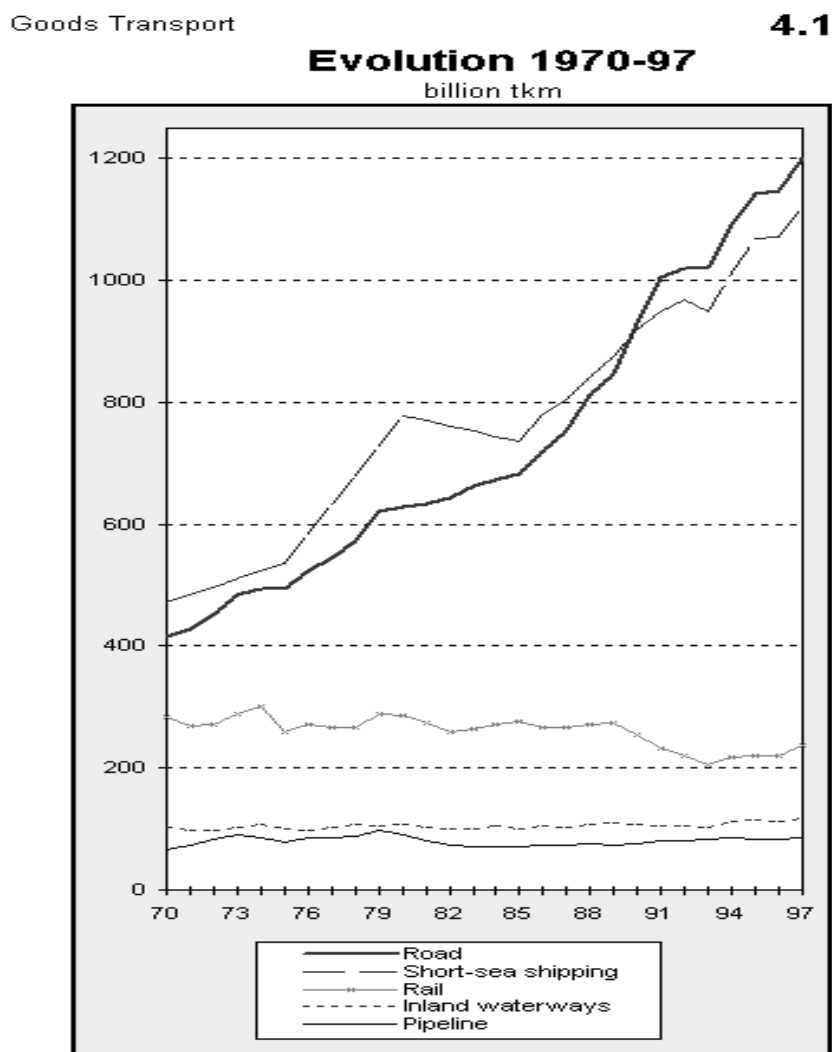
Dette afsnit etablerer et første overblik over sammensætningen af den danske godstransport og udviklingen i denne. Da ca. halvdelen af transportarbejdet til og fra danske virksomheder foretages til og fra resten af Europa (primært EU), er transportsammensætningen herfra også medtaget. Overblikket er dannet ud fra de seneste kvartalsopgørelser fra Eurostat og Danmarks Statistik

samt EUs årsoversigt (European Commission, 1999). Desuden bygger de på tidligere opgørelser beskrevet i (COWI, 1997).

Opgørelsen har til formål at afklare, hvilke udviklinger i godstransporten i relation til hvilke brancher, produkter og produktionsmetoder, der er væsentlige at medtage i en revision af UMIP-metoden.

### 3.2.1 Godstransport i EU

Transportarbejdet i EU har gennemgået en jævn vækst siden 70'erne. På europæisk plan vurderer man at transporten udgør 4% af nationalproduktet og beskæftiger over 6 millioner mennesker (European Commission, 1999). I figur 3.10 er udviklingen i den europæiske godstransport i tonkm illustreret. Der er en markant forskellig udvikling i anvendelsen af de forskellige transportmidler.



Figur 3.9 Udviklingen i transportarbejdet for vejtransport, short-sea shipping, banetransport, indendlandske vandveje og pipeline (European Commission, 2000).

Transportarbejdet med lastbil er steget med gennemsnitligt 4,2% om året i perioden 1970 til 1997, og den intraeuropæiske søtransport har haft en årlig stigning på 3,5%. Transportarbejdet på indre vandveje og pipelines har haft

en lille stigning på hhv. 0,7 og 1,0% om året, mens banetransporten har haft et gennemsnitligt fald på 0,3% om året (European Commission, 2000).

Tabel 3.4 viser fordelingen af gods, transportafstand og transportarbejde på de respektive transportmiddeltyper. Af tabellen fremgår det at medens 78% af godsmængden transporteres med lastbil, foretager lastbilerne kun 44% af transportarbejdet. Dette skyldes at transporterne med lastbiler hovedsageligt er korte indenlandske transporter. De lange internationale transporter foretages med de andre transportmidler.

Tabel 3.4 Godstransporten inden for EU fordelt på transportmidler i 1996 (European Commission, 2000).

	Transportmængde		Transportarbejde		Gennemsnit transportafstand km	Andel af international gods (1)	
	Ton (mio.)	%	Tonkm (mia.)	%		Ud fra tons	Ud fra tonkm
Vej	10600	80%	1150	44%	110	4%	20%
Bane	900	7%	220	8%	245	20%	45%
Indenlandske vandveje	400	3%	110	4%	280	50%	75%
Pipelines	500	4%	85	3%	170	50%	50%
Intra-EU skibstrafik	750	6%	1070	41%	1430	55%	85%
Total	13150	100%	2635	100%	200	10%	50%

(1) : Den internationale transport sammenlignet med den samlede transport.

Det har ikke været muligt at finde en samlet opgørelse over godstransporten med fly i EU. Men en opgørelse over de 29 største lufthavne giver en samlet godsmængde på 9,6 mio. tons gods i 1998 svarende til ca. 0,7 ‰ af den samlede godsmængde.

Godstransporten med fly fra Københavns lufthavn var i 1998 på 374.000 tons.

Transportmidlerne anvendes i forskellig grad til forskellige produkter og varegrupper. Denne sammenhæng afhænger af godsmængder, godsværdi, transportafstand, infrastruktur og endelig en del vane og tradition. I tabel 3.5 vises fordelingen af en række varegrupper for vej, bane og indenlandske vandveje i EU.

Tabel 3.5 Varegrupper i % af tonkm på vej, bane og indenlandske vandveje.

Produktgrupper (NST/R klassifikation)	Vej		Bane		Indenlandske vandveje		Total	
	mia. tonkm	%	mia. tonkm	%	mia. tonkm	%	mia. tonkm	%
Landbrugsprodukter	368	32%	26	12%	11	10%	405	29%
Kul og andre faste mineralbrændstoffer	12	1%	22	10%	21	19%	54	3%
Råolie og råolieprodukter	58	5%	22	10%	21	19%	100	6%
Malm samt malm- og stålrester	12	1%	18	8%	6	5%	35	2%
Metalprodukter	69	6%	26	12%	3	3%	99	7%
Cement og byggematerialer	242	21%	26	12%	37	34%	305	20%
Kemikalier og gødning	92	8%	22	10%	10	9%	124	8%
Maskiner og forarbejdede produkter	311	27%	53	24%	2	2%	366	26%
Gods i alt	1150	100%	220	100%	110	100%	1480	100%

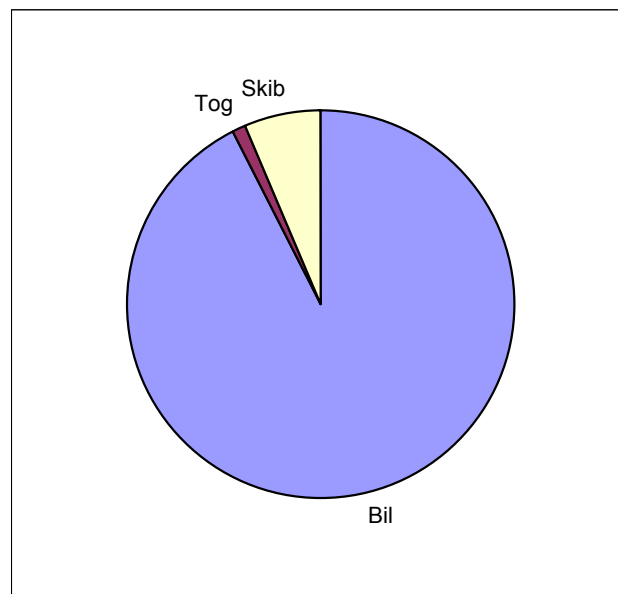
Data refererer hovedsageligt til årene 1994-96 afhængig af land og transportmiddel (European Commission, 2000).

Vejtransport er den dominerende transportform for de fleste godsgrupper med undtagelse af kul og andre faste mineralbrændstoffer samt malm og stålrester.

### 3.2.2 National godstransport

Udviklingen i den danske godstransport følger i høj grad den økonomiske udvikling i Danmark og i de lande, som vi har en stor samhandel med.

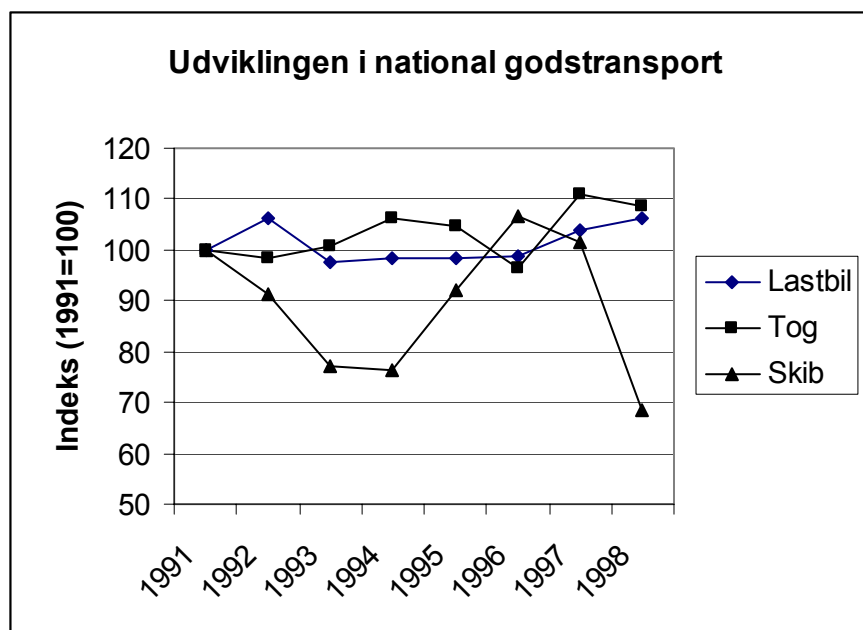
Lastbilerne transporterer langt hovedparten af det nationale gods, hvilket bl.a. skal ses med baggrund i de korte afstande, der er nationalt.



Figur 3.10 Fordelingen af national godstransport i 1997 ud fra pålæst mængde (Danmarks statistik, 1999c).

Godstransport med fly er ikke medtaget på figuren, idet den kun udgør 0,07% af den nationale godstransport.

Ses der på udviklingen i transporten mellem de forskellige transportformer, har der været en stigning i perioden 1991 til 1998 for både tog- og lastbiltrafik.

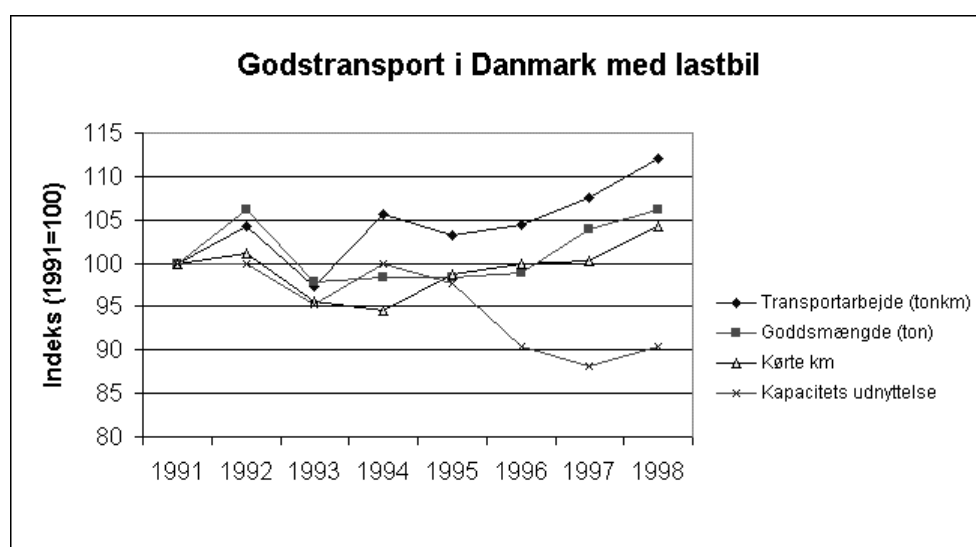


Figur 3.11 Udviklingen i national godstransport ud fra transporteret mængde (ton) (Danmarks statistik, 1999a), (Danmarks statistik, 1999d) og (Danmarks statistik, 1999e).

Det kraftige fald i den nationale godstransport med skib skyldes bl.a. lukning af "Gulfhavnen" i Stigsnæs, hvorved den nationale olietransport med skib fra denne havn blev flyttet over på lastbil med deraf følgende fald i den nationale søtransport af olie. En modsvarende relativ stigning i transportmængden med lastbil ses ikke, da transportmængden med lastbil i forvejen er væsentlig større end med skib (se tabel 3.4), så den ekstra mængde olietransport tæller derfor kun lidt. Yderligere var der i 1998 et fald i transporten af kul mellem danske havne.

Der er i perioden sket en kraftig vækst i de grænseoverskridende transporter, hvorimod den nationale transport kun har haft en mindre stigning.

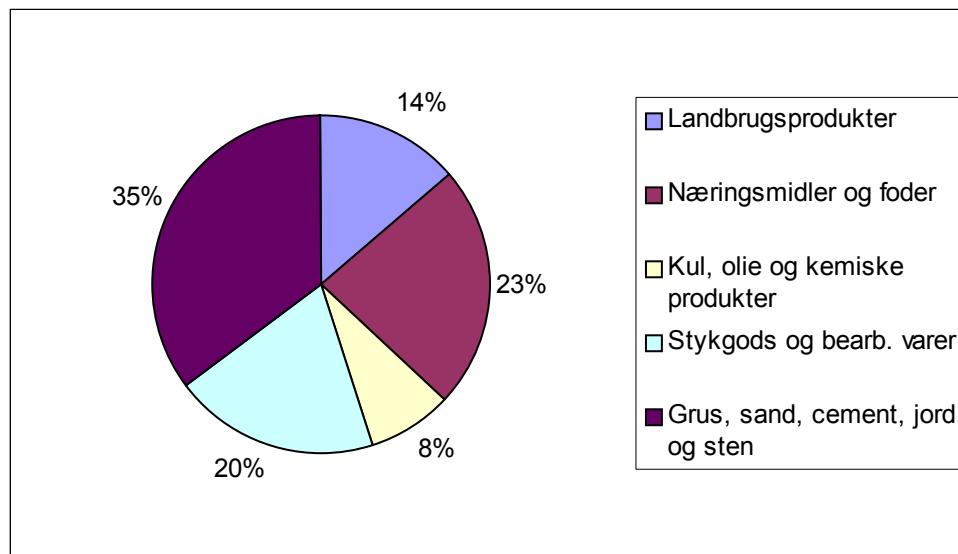
Transportarbejdet er steget kraftigere end væksten i godsmængden. Det vil sige godset bliver kørt længere i dag end for 10 år siden.



Figur 3.12 National godstransport med lastbil > 6 tons (Danmarks statistik, 1998).

### 3.2.3 Fordeling på brancher

Det største godsvolumen inden for produkter er grus, sand, cement og sten.



Figur 3.13 Fordeling af national lastbil transport i 1998 ud fra godsmængden (ton) (Danmarks statistik, 1999b).

Laves opgørelsen ud fra transportarbejder, udgør "stykgods og bearbejdede varer" den største andel og derefter "næringsmidler og foder" og på tredjepladsen grus m.m.

Nedenstående tabel 3.6 viser hvor stor en andel af det samlede energiforbrug, der anvendes til godstransport. En stor del af godstransport regnet i tabel 3.6 er regnet under produktion i nærværende projekt, fx traktor til landbrug og skovbrug, bulldozer til bygge/anlæg, fiskekutter til fiskeri etc. Dette gør, at tabellens resultater for især de høje transportandele skal tages med forbehold.



Tabel 3.6 Brancher sorteret efter energiforbruget til godstransport opgjort i forhold til det samlede energiforbrug. Godstransport er ikke defineret som i projektet, se tekst.

Erhverv	Energiforbrug (MJ/1.000 kr.)		
	Proces, opvarmning og transport	Kun gods-transport	Godstransportens andel
Landbrugsservice	485	449	93%
Skovbrug	140	123	88%
Bygge- og anlægsvirksomhed	182	137	75%
Engros- og agenturhandel undtagen med biler	256	188	73%
Landbrug inkl. pelsdyravl	500	316	63%
Godsbehandling, havne, tjenester ved transport mm.	157	99	63%
Organisationer og foreninger	54	27	50%
Detailhandel	328	122	37%
Post og telekommunikation	147	51	35%
Servicevirksomhed	147	49	33%
Forlystelser, kultur og sport	120	31	26%
Maskinindustri	167	37	22%
Ejendomsudlejning og -formidling	14	3	19%
Møbelindustri og anden industri	184	33	18%
Papir og grafisk industri	252	42	17%
Off. tjenester, administration, undervisn. og sundhedsvæsen	158	25	16%
Elektronikindustri	121	19	15%
Tekstil-, beklædnings- og læderindustri	178	25	14%
Transportmiddelindustri	127	16	13%
Gummi- og plastindustri	296	31	11%
Hotel- og restaurationsvirksomhed mv.	235	25	10%
Træindustri	469	45	10%
Forsikringsvirksomhed	220	19	9%
Finansiell virksomhed	175	15	9%
Gartnerier, planteskoler og frugtplantager	1.698	131	8%
Udvinning af grus, ler, sten og salt mv.	1.409	100	7%
Nærings- og nydelsesmiddelindustri	400	28	7%
Sten-, ler- og glasindustri mv.	918	64	7%
Kemisk industri	367	21	6%
Udvinning af råolier og naturgas mv.	262	14	5%
Fremstilling og forarbejdning af metal	580	20	3%
Mineralolieindustri mv.	686	12	2%

Ved fiskeri; landtransport og rørtransport; skibsfart; lufttransport samt energi- og vandforsyning er transportens andel af det samlede energiforbrug ca. 100%.

Virksomheder, der tilhører brancher i toppen af tabel 3.6, vil ofte have et så omfattende transportvolumen, at der vil være gode muligheder for at reducere den transportskabte miljøbelastning. De væsentligste brancher inden for produktionserhvervene er:

- Landbrug
- Skovbrug
- Bygge- og anlægssektoren
- Fiskerisektoren.

### 3.2.4 Transportafstande

Af tabel 3.4 fremgik godsets gennemsnitlige transportafstande. Af hensyn til arbejdet med scenarier er det imidlertid interessant at kende transportafstande af de enkelte godstyper. Dette er vist i tabel 3.7, som er beregnet ud fra oplysninger om godsmængde (ton) og transportarbejde (tonkm) for udvalgte varegrupper (Eurostat 1994, 1995 og 1998).

Tabel 3.7 Godsets transportafstande i EU.

EU Gruppe af gods	NST/R gruppe; kapitler	Beskrivelse	National transport			International transport	
			Godsmængde ton x E6	Transport- arbejde tonkm x E6	Beregnet afstand km	Godsmængde ton x E6	Gods, % af mængde
<b>Lastbil</b>							
	2 0; 02, 03	kartofler, frugt, grønt	154	20832	135	18,4	11
	11 4; 41, 46	jernmalm & -skrot	65,4	7438	114	3,36	5
	12 4; 45	ikke-jernmalm og -skrot	43	2580	60	1,52	3
	13 5; 51-56	metal halvfabrikata	238	35183	148	25,5	10
	14 6; 64, 69	cement, kalk, byggemat.	863	47102	55	17,2	2
	15 6; 61-65	minerale	3172	78829	25	32,2	1
	20 9; 91-93	transportmidler, maskiner, apparater	229	33547	146	21,8	9
	21 9; 94	metalvarer	95,5	8775	92	4,85	5
	23 9; 96, 97	læder, tekstiler, tøj	321	48018	150	36,1	10
<b>Tog</b>							
	2 0; 02, 03	kartofler, frugt, grønt	0,55	262	476	1,12	67
	11 4; 41, 46	jernmalm & -skrot	40,2	6012	150	12,3	23
	12 4; 45	ikke-jernmalm og -skrot	3,42	315	92	1,88	35
	13 5; 51-56	metal halvfabrikata	61,8	9853	159	34,9	36
	14 6; 64, 69	cement, kalk, byggemat.	10,3	1973	192	7,11	41
	15 6; 61-65	minerale	48,8	7548	155	12,8	21
	20 9; 91-93	transportmidler, maskiner, apparater	7,7	3218	418	11,7	60
	21 9; 94	metalvarer	0,71	200	282	1,42	67
	23 9; 96, 97	læder, tekstiler, tøj	8,3	2186	263	9,23	53
<b>Skib, indenlandske vandveje</b>							
	2 0; 02, 03	kartofler, frugt, grønt	2,24	278	124	0,51	19
	11 4; 41, 46	jernmalm & -skrot	3,76	952	253	79,5	95
	12 4; 45	ikke-jernmalm og -skrot	0,19	31	163	7,26	97
	13 5; 51-56	metal halvfabrikata	3,16	928	294	28,4	90
	14 6; 64, 69	cement, kalk, byggemat.	3,56	550	154	6,67	65
	15 6; 61-65	minerale	87,3	9782	112	110,3	56
	20 9; 91-93	transportmidler, maskiner, apparater	0,29	45	155	6,62	96
	21 9; 94	metalvarer	0,13	27	208	1,78	93
	23 9; 96, 97	læder, tekstiler, tøj	0,18	47	261	1,17	87
<b>I alt</b>							
	2 0; 02, 03	kartofler, frugt, grønt	156,79	21372	136	20,03	11
	11 4; 41, 46	jernmalm & -skrot	109,36	14402	132	95,16	47
	12 4; 45	ikke-jernmalm og -skrot	46,61	2926	63	10,66	19
	13 5; 51-56	metal halvfabrikata	302,96	45964	152	88,8	23
	14 6; 64, 69	cement, kalk, byggemat.	876,86	49625	57	30,98	3
	15 6; 61-65	minerale	3308,1	96159	29	155,3	4
	20 9; 91-93	transportmidler, maskiner, apparater	236,99	36810	155	40,12	14
	21 9; 94	metalvarer	96,34	9002	93	8,05	8
	23 9; 96, 97	læder, tekstiler, tøj	329,48	50251	153	46,5	12

Tabel 3.7 viser tillige andelen af internationalt gods for de enkelte godstyper. En høj procentandel internationalt gods indikerer en lang transportafstand, men afstanden har ikke kunnet beregnes grundet manglende oplysninger om transportarbejde. Både afstande og andel internationalt gods passer rimeligt godt med oplysningerne i tabel 3.4, men er altså her fordelt ud på godstyper. Tabel 3.7 kan afvige noget fra tabel 3.4, da tog i tabel 3.7 kun er opgjort for EU-landene D, F, B, GR, P, SF og A, og skib kun er opgjort for D, F, I, NL, B og L.

### 3.3 Udpegning af produktgrupper

På baggrund af ovenstående gennemgang kan der opstilles en række kriterier for hvilke produkttyper, der har en interessant livscyklus i relation til godstransporten, dvs. produktgrupper som har et stort transportindhold.

#### 3.3.1 Højværdigods versus lavværdigods

Godsstrømmene er væsentligt forskellige for høj- og lavværdigods. Transportprisen i forhold til totalomkostningerne har stor betydning ved transport af lavværdigods, men marginal betydning for højværdigods. Dette forhold har ofte vist sig at afføde en relativ ineffektiv og miljøbelastende transport af højværdigods. Til gengæld ses transporten af højværdigods at være forbundet med en vis form for imagepleje. Således er nogle af de større produktionsvirksomheder af højværdigods også blandt de virksomheder, der er længst i deres miljøstyring af godstransporten, fx Novo Nordisk, LEGO, B&O og Stelton.

Produkterne, der kan overvejes for at belyse godstransporten i relation til høj- og lavværdigods, er:

- Højværdigods:
  - Avanceret elektronisk udstyr
  - Medicin
  - Mærkevarer (færdigvarer)
- Lavværdigods:
  - Grus og sand
  - Foderstoffer
  - Bulkods (fx olie, granulater og gas)
  - Støbegods.

#### 3.3.2 Transporter der indgår i komplicerede logistiske kæder

På grund af internationaliseringen og nye krav til godstransportens udførelse er godstransportens logistikkæder blevet mere komplicerede. Just-In-Time, øget international samhandel, centraliserede lagerfunktioner m.m. påvirker alle kompleksiteten i logistikkæden. Denne udvikling er sket inden for mange produkter, men har selvsagt haft størst betydning for produkter med kort levetid og bestående af mange komponenter eller delprocesser.

Produkter, der kan overvejes til at belyse den komplicerede logistiske kæde, er:

- Højteknologisk elektronisk udstyr
- Fødevarer med et internationalt afsætningsmarked
- Fødevarer der baseres på stor import af råvarer
- Komplekse byggerier.

#### 3.3.3 Varegrupper med et stort godsvolumen

Det fremgår ovenfor, at det største godsvolumen findes inden for et begrænset antal produkter. Derfor bør følgende produktgrupper belyses:

- Sand, grus og cement.

Det største transportarbejde findes derimod inden for:

- Stykgods og bearbejdede varer
- Næringsmidler og foder.

### **3.3.4 Brancher med stor transportandel**

Fokuseres der på produktionserhverv, hvor godstransportens energiforbrug udgør en stor del af det samlede energiforbrug, kan følgende brancher indgå:

- Landbrug
- Skovbrug
- Bygge og anlægssektoren
- Fiskerisektoren.

### **3.3.5 Brancher/produkter og transportmidler**

For at få et så bredspektret transportmønster som muligt kan følgende produktgrupper overvejes:

- Landbrugsprodukter med import af foderstoffer som bulk (sojaprotein)
- Landbrugsprodukter der distribueres som kølegods nationalt og internationalt
- Højteknologiske produkter der indeholder komponenter der transporteres med fly
- Mindre entreprenørarbejder/byggerier eller lignende med løst tilknyttede transportører (selvkørende vognmænd).

### **3.3.6 Udvalgte produktområder**

Ovennævnte overvejelser har ført til udpegning af nedenstående produktgrupper, for hvilke det kan være interessant at belyse transportscenarierne i relation til produkternes samlede livscyklus.

- Landbrugsprodukt, fx skinke. Landbrug er udpeget som et område med stort transportindhold. Et animalsk kødprodukt vil indeholde mange transportled, fx foder, gødning til foder, transport til slagteri, national/international transport til forbruger
- Bygning, fx parcelhus. Bygge- og anlægsvirksomhed er ligeledes udpeget som et område med stort transportindhold, og vil ligeledes indeholde mange transportled. En bygning opvarmes typisk under brug, hvilket gør produktet mere komplekst i LCA-sammenhæng
- Et maskin- eller elektronisk produkt, fx et tv. Disse områder er udpeget som højværdigods med moderat transportindhold. Produkterne bruger energi under brug og anses i LCA-sammenhæng normalt for at have en meget lille transportandel, hvilket det er interessant at undersøge nærmere.

## 4 Data- og metodegrundlaget

Afsnit 4.1 af dette kapitel forklarer miljøvurdering af emissioner, og hvorfra transportsystemets emissionerne stammer, dvs. transport set i et livscyklusperspektiv. PC-værktøjer til beregning af transportens miljøbelastninger vil blive beskrevet. Afsnit 4.2 og 4.3 giver en status over datagrundlag og vurderingsmetoder for de emissioner og effekter, som transporten forårsager. Endelig bringer afsnit 4.4 en sammenfattende status. Status retter sig især mod behovet for opdatering og udbygning af LCA-metodegrundlaget i UMIP og det tilhørende PCværktøj. Afledt af metodeudviklingen kan der være behov for en tilsvarende udvikling af datagrundlaget, som fx kan indgå i TEMA- og UMIP-værktøjerne (Trafikministeriet, 2000), (Miljøstyrelsen, 1999).

Forureningen fra trafikken, herunder godstransport, udgør et væsentligt miljøproblem på både globalt, regionalt og lokalt niveau. Godstransport på vej, bane med skib og fly forårsagede i 1998 ca. 30% af den transportskabte CO<sub>2</sub>-emission i Danmark. Emissionen af NO<sub>x</sub> og partikler fra godstransport er også væsentlig.

Omkring 300.000 danskere lever langs veje med særlig høj luftforurening. 1,8 mio. mennesker lever i større byområder, heraf næsten 500.000 i København, hvor der fx er opgjort en 40% øget forekomst af lungekræft i forhold til landsgennemsnittet, (Larsen et al. 1997).

(Larsen et al. 1997) gennemgår de væsentligste forureningskomponenter fra biltrafik, og vurderer de enkelte stoffer sundhedsmæssigt under hensyn til niveau og belastning. En række luftforurenende stoffer udpeges, som ud fra sundhedsmæssige årsager anses for at være de mest problematiske. Det drejer sig om: Partikler, kvælstofdioxid, ozon, PAH, benzen, 1,3-butadien, ethen, propen og aldehyder (formaldehyd, acrolein og acetaldehyd). Af mindre problematiske stoffer, som også enten udsendes direkte med udstødningen eller dannes efterfølgende i atmosfæren nævnes: Kulilte, svovldioxid, øvrige kulbrinter, herunder alkaner, toluen og xylen, øvrige aldehyder, ketoner, organiske syrer, peroxyacetylnitrat (PAN), dioxin og andre metaller.

Partikler synes at udgøre det alvorligste sundhedsmæssige problem, og man må forvente, at partikelniveauet påvirker såvel sygeligheden som dødeligheden i befolkningen, (Larsen et al. 1997). Det er derfor positivt, at man ved hjælp af forbedret brændstof, fx ultralet diesel, og partikelfiltre søger at reducere partikelforureningen.

Traditionelt set har de modeller, som henholdsvis trafikfolk og LCA-folk anvender, haft et begrænset antal emissionsparametre. Begrundelsen er bl.a., at man er startet med de væsentlige parametre, for hvilke der lå et godt datagrundlag både med hensyn til emissioner, men også med hensyn til effekter på mennesker og miljø.

På grundlag af rubriceringen i (Larsen et al. 1997) viser tabel 4.1 dels en oversigt over de direkte emissioner, som man traditionelt oplyser, og dels andre direkte eller afledte emissioner, som kan være af betydning.

Rubriceringen danner udgangspunkt for inddelingen af afsnit 4.2 og 4.3. Det skal understreges, at rubriceringen af emissionerne i tabel 4.1 alene er sket ud fra et sundhedsmæssigt synspunkt og ikke et miljømæssigt.

Tabel 4.1 Sundhedsmæssig rubricering af traditionelle og andre parametre i henhold til (Larsen et al. 1997).

Parametre \ Rubricering	Mest problematiske	Mindre problematiske	Andre
Traditionelle	Partikler NO <sub>x</sub> (NO <sub>2</sub> ) VOC/HC: benzen, ethen, propen, 1,3-butadien, aldehyder (formaldehyd, acrolein og acetaldehyd)	CO SO <sub>2</sub> Øvrige HC/VOC herunder alkaner, toluen, xylen, øvrige aldehyder og ketoner	CO <sub>2</sub>
Andre	Ozon (afledt af NO <sub>x</sub> og VOC/HC emissionerne) PAH (VOC'er – som regel bundet til partikler)	Organiske syrer Peroxyacetylnitrat (PAN) Dioxin Bly Andre metaller	

## 4.1 Miljøvurdering af transport

### 4.1.1 Miljøvurdering af emissioner

De forskellige emissionstyper vist i tabel 4.1 og som typisk rapporteres i emissionsberegningværktøjer som TEMA2000 (Trafikministeriet, 2000) er ikke umiddelbart sammenlignelige, og det vurderes heller ikke hvilke miljøeffekter emissionerne resulterer i.

De enkelte emissioner kan være interessante hver for sig, fx i relation til politiske målsætninger, (jf. fx de politiske diskussioner om muligheden for at leve op til de nationale og internationale CO<sub>2</sub>-målsætninger).

Emissioner resulterer i en række mere eller mindre alvorlige miljøeffekter. Man kan skelne mellem de umiddelbare eller første ordens effekter, og afledte effekter eller skadevirkninger. En første ordens effekt er fx en (mulig) giftvirkning og skadevirkninger er at mennesker bliver syge og eventuelt dør. De enkelte emissioner og deres miljøeffektvurdering er forklaret i afsnit 4.2 og 4.3. Med hensyn til første ordens miljøeffekter kan disse beskrives ved et ret lille antal:

- *Drivhuseffekt*  
Drivhuseffekten skyldes at forskellige gasser i atmosfæren "holder på varmen". Den mest kendte drivhusgas er kuldioxid (CO<sub>2</sub>), som udledes ved vores brug af olie, kul og naturgas. Methan fra landbrug og HFC-gasser fra køleskabe er andre og kraftigt virkende drivhusgasser. En stor del af drivhusgasserne, fx vanddamp, er naturlige, men det menneskeskabte "ekstrabidrag" kan måske medføre alvorlige ændringer i det globale klima.
- *Stratosfærisk ozonnedbrydning*  
Er nedbrydning af stratosfærens indhold af ozon, som beskytter livet på jorden mod skadelig ultraviolet stråling fra solen. Stratosfærisk

ozonnedbrydning skyldes især CFC-gasser (freon), som bl.a. er blevet benyttet i renseprocesser, spraydåser, køleskabe og airconditionanlæg. CFC-gasser er nu stort set forbudt.

- *Fotokemisk ozondannelse*  
Skyldes en reaktion mellem VOC og NO<sub>x</sub>, som danner ozon (O<sub>3</sub>) i atmosfærens jordnære lag. Stigende indhold af ozon i den luft vi indånder er en følge af brug af opløsningsmidler og udledning af uforbrændte brændstoffer fra biler og kraftværker. Ozon forårsager gener og sygdomme i luftveje hos mennesker og forvolder også skader på skov og landbrug.
- *Forsuring*  
Udslip af gasser fra elektricitetsværker og biler kan medføre dannelse af syrer, som falder ned med regnen og forsure fx skove og søer. Ikke alene svovldioxid (SO<sub>2</sub>), men også NO<sub>x</sub> og ammoniak (NH<sub>3</sub>) bidrager til forsuring.
- *Nærings saltbelastning*  
Udledning af kvælstof fra landbrug, kraftværker og biler samt udledning af fosfor fra rensaanlæg og landbrug medfører overgødsning af vandløb, søer, indre farvande og af næringsfattige områder som klit og højmose. Det giver iltsvind og fiskedød i søer og indre farvande og landområder, der springer i skov. Fra landbruget er det især gødningsstofferne ammoniak (NH<sub>3</sub>) og nitrophoska, som bidrager til nærings saltbelastning. Fra biler og kraftværker er det især NO<sub>x</sub>.
- *Økotoxicitet og toksicitet for mennesker i miljøet*  
Stammer fra spredning af miljøfremmede stoffer fra utallige menneskeskabte aktiviteter med giftvirkninger på mennesker og økosystemer. Det medfører bl.a. øget hyppighed af allergi, forskellige kræftformer og reproduktionsskader hos mennesker og dyr. De kendte emissioner af VOC, partikler og tungmetaller er toksiske. I sidste halvdel af det tyvende århundrede er der yderligere sket en eksplosiv vækst i antallet af kemiske stoffer, som er almindelige i anvendelse. Nye miljøfremmede kemikalier indgår i mange produktionsprocesser. Nye kemikalier kan have uventede og ofte uforudsigelige effekter på natur og mennesker.
- *Ressourceforbrug*  
Vi skal anvende vores ressourcegrundlag, så de nødvendige ressourcer også vil være tilgængelige for vores efterkommere. Det gælder ikke mindst de ressourcer, som ikke fornyes, dvs. kul, olie og metaller, men også de fornyelige biologiske ressourcer skal bruges på en måde, så der ikke sker overforbrug.
- *Affald*  
Produktion af affald skaber ophobning og beslaglæggelse af områder i lang tid fremover til forskellige deponier med følgevirkninger i form af grundvandsforurening og methandannelse. Affaldsforbrænding og anden affaldshåndtering skaber problemer med giftige røggasser og store mængder restprodukter som flyveaske og slagge samt slam fra rensning, altså mere affald.

Foruden disse effekter afledt af emissioner findes der andre effekter af transport, så som støj, ressourceforbrug, arealødelæggelse, påvirkning af dyreliv m.m. som forklaret i afsnit 4.3.

For at kunne sammenligne miljøeffekterne indbyrdes og miljøeffekterne fra transport med andre aktiviteter er det nødvendigt at udføre en vurdering, som bringer effekterne på sammenlignelig form. Der er udviklet forskellige måder at gøre dette på. Med hensyn til de første ordenseffekter, som i vid udstrækning er kendte og målelige, vil man basere sig på en miljøvurdering. Med hensyn til de afledte miljøeffekter, dvs. anden, tredje, fjerde ordenseffekt op til sluteffekten, vil man mere basere sig på kvalitative eller økonomiske vurderinger, da disse afledede effekter i praksis ikke kan miljøvurderes kvantitativt.

Et eksempel på miljøvurdering af første ordens miljøeffekter er *UMIP-metoden* (Wenzel et al. 1996). Metoden bygger på *LCA (Life Cycle Assessment)*, også kaldet "vugge til grav"-princippet, dvs. at produkternes miljøpåvirkninger i hele deres livscyklus er medtaget, fra råstofferne graves op af jorden til produktet bortskaffes. UMIP-metoden er i overensstemmelse med gældende standarder på området<sup>3</sup>. Vurderingen følger 3 trin:

- Datakarakterisering
- Normalisering
- Vægtning.

Ved datakarakteriseringen beregnes *potentielle miljøeffekter*, som de første ordenseffekter kaldes her, ud fra hvor kraftigt emissioner bidrager til en effekttype i forhold til en referenceemission. For drivhuseffekten, fx, er referenceemissionen kuldioxid ( $\text{CO}_2$ ); men metan ( $\text{CH}_4$ ) bidrager 25 gange så kraftigt og lattergas ( $\text{N}_2\text{O}$ ) 320 gange så kraftigt.

Ved at gange methan- og lattergasemissionen med de nævnte faktorer omregnes de til potentielle drivhuseffektbidrag målt i  $\text{CO}_2$ -ækvivalenter. Disse oplyses fx i gram (g-ækv.). Tilsvarende bidrager  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  og  $\text{NH}_3$  til forsurening og omregnes til  $\text{SO}_2$  ækvivalenter.  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NH}_3$  og  $\text{N}_2\text{O}$  bidrager til næringssaltbelastning og omregnes til  $\text{NO}_3$ -ækvivalenter. NMVOC og i mindre grad CO og  $\text{CH}_4$  bidrager til fotokemisk ozondannelse og udtrykkes i  $\text{C}_2\text{H}_4$ -ækvivalenter. Tilsvarende beregninger kan udføres for toksicitet. Miljøeffekten ozonlagnedbrydning medtages normalt ikke mere, da ozonlagnedbrydende stoffer stort set er udfaset.

Forud for vægtningen foretages en *normalisering*. Normalisering betyder, at samfundets samlede bidrag til en potentiel miljøeffekt, fx drivhuseffekt, beregnes *pr. indbygger* i referenceåret 1990. Enheden er *Personækvivalent, PE*. For globale effekter, så som drivhuseffekten, benyttes hele verdens bidrag til effekten pr. indbygger i verden. For lokale og regionale effekter, så som forsurening, næringssaltbelastning, fotokemisk ozondannelse og deponeret affald, benyttes bidraget til effekten i Danmark pr. indbygger i Danmark.

Vægtning af en miljøeffekt illustrerer, hvor alvorlig en miljøeffekt og dens mulige konsekvenser vurderes at være i forhold til andre miljøeffekter. UMIP-metodens vægtning bygger på politiske målsætninger for reduktion af de

---

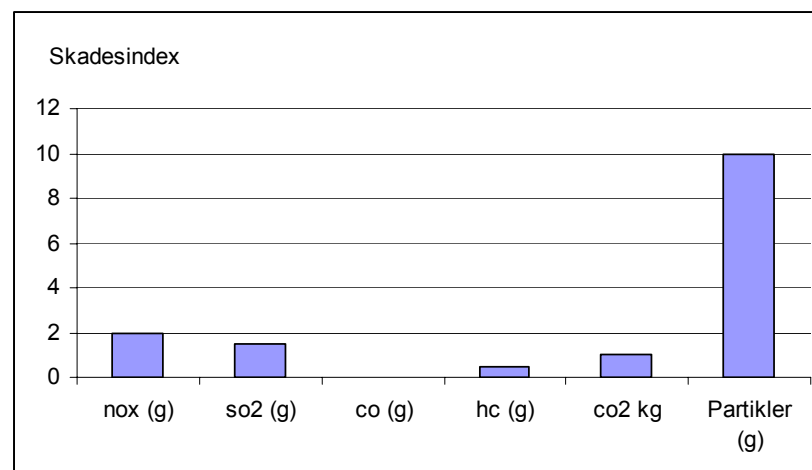
<sup>3</sup> ISO 14040 – 14043, Environmental management – Life cycle assessment, 1997 - 2000



væsentligste miljøbelastninger, som bidrager til de enkelte miljøeffekter. Reduktionsmålsætningerne beregnes p.t. i forhold til det valgte fælles målsætningsår 2000 og det valgte fælles referenceår 1990. Dette udtrykkes i en *vægtningsfaktor*. De politiske målsætninger afspejler til en hvis grad faglige vurderinger, men er naturligvis også påvirket af økonomiske interesser m.v. Fordelen ved at benytte en politisk målsætning er, at det giver et politisk acceptabelt styringsgrundlag. Vægtningen sker ved at gange vægtningsfaktorerne med de respektive normaliserede miljøeffekter. Enheden er personækvivalenter målsat (PEM) med indices W (world), DK (Danmark) og målsætningsårstallet. Millipersonækvivalenter er som regel den mest hensigtsmæssige enhed, og enheden efter vægtning er derfor  $mPEM_{W,DK,2000}$ .

En tilsvarende procedure findes for vægtning af ressourceforbrug, se afsnit 4.3.3. For de enkelte ressourcer udtrykkes denne vægtning som andelen af personreserven opgjort i 1990, forstået som andelen af de kendte reserver af den pågældende ressource, som hver verdensborger råder over. Enheden er millipersonreserve,  $mPR_{W,90}$ .

Et eksempel på en økonomisk vurdering er opgørelse af de samfundsøkonomiske skadeomkostninger fra trafikens emissioner som beskrevet i TEMA 2000 Teknisk Rapport (Trafikministeriet, 2000). Figur 4.1 viser et skadeindex baseret på denne metode. Det understreges, at opgørelse af skadeomkostningerne er behæftet med usikkerhed. Usikkerheden vedrører både opgørelsen af effekterne og især opgørelsen af de samfundsøkonomiske omkostninger ved de enkelte skadeeffekter. Især er det svært at sætte kroner på den øgede sygelighed og den øgede dødelighed. Usikkerhed omkring opgørelsen af skadevirkningerne skyldes fx, at det er vanskeligt at måle, hvor mange der dør af sygdomme der kan henføres til emissionerne fra transportsektoren. Usikkerheden omkring opgørelsen af de samfundsøkonomiske omkostninger ved skadeseffekterne skyldes især, at der er usikkerhed omkring opgørelsen af velfærdstab ved dødsfald - hvad værdien af et liv er.



Figur 4.1 Skadesomkostningsindex for de væsentligste luftforureningsomkostninger (COWI, 1999).

Regnet pr. gram er partikelemissionerne den miljøeffekt, der har den største skadevirkning. Derefter kommer  $NO_x$  og  $SO_2$ . Selvom der er usikkerhed om beregning af de samfundsøkonomiske enhedsomkostninger, så er der generel enighed om, at partikelemissionerne er mest skadelige efterfulgt af  $NO_x$  målt pr. gram. Det skyldes at partikler og  $NO_x$  står for langt den største del af helbredseffekterne (sygelighed og dødsfald).

Ved en samlet vurdering af skadeseffekterne må skadeligheden pr. gram kombineres med mængden af emissionen. For partikler gælder det, at der er stor skadelighed, men det opvejes til en vis grad af at partikelemissionerne typisk er små, målt i gram. En miljøvurdering efter fx UMIP-metoden vil formentlig resultere i en lignende profil, for så vidt at partiklerne kan vurderes efter denne metode.

#### 4.1.2 Transport og dens emissioner som LCA system.

##### 4.1.2.1 Transportsystemer

Transportsystemer kan beskrives ved følgende elementer:

- Råvareproduktion og fremstilling af transportmidler, dæk etc.
- Råvareproduktion og bygning af infrastruktur (veje, jernbaner, havne, terminaler etc.)
- Produktion og distribution af brændsler
- Vedligeholdelse af transportmidler
- Vedligeholdelse af infrastruktur
- Drift af transportmidler i transportkæder
- Håndtering af gods i terminaler (omladning, terminaltransport)
- Bortskaffelse og recirkulering af transportmidler, vedligeholdelsesdele etc.
- Undgået produktion ved recirkulering.

Hver af elementerne i transportsystemet afstedkommer brug af energi, og ved at bruge energi som indikator kan man danne sig et førstehånds overblik over elementernes indbyrdes miljømæssige betydning. Dette er illustreret i tabel 4.2, som er bygget på eksisterende referencer repræsentative for person- og lastbiler. Sammenligningen af energiforbrug afspejler naturligvis ikke alle miljøeffekter.

Tabel 4.2 Energimæssig andel af elementerne i et transportsystem, person- og lastbiler.

Element i transportsystemet	Andel af den samlede livscyklus.
Fremstilling, bortskaffelse og recykling af køretøjer	3 – 7%
Bygning af infrastruktur	8 – 16%
Produktion og distribution af brændsler	9 – 13%
Drift	70%
Vedligeholdelse, dæk	2 - 4%
Vedligeholdelse, andet	0,1 – 0,2%

Kilder: (Eriksson et al. 1995), (Maibach et al. 1995) og (Frischknecht. 1996).

Lastbiler har de mindste procentandele for fremstilling/bortskaffelse af køretøjer, for brændselsproduktion og for vedligeholdelse, og personbiler vice versa de største. Lastbiler har til gengæld den største procentandel vedrørende infrastruktur og personbiler den mindste. På denne måde udgør driften en lige stor andel for person- og lastbiler. Hvis man fraregner infrastrukturen vil lastbiler få en større andel i driftsfasen end personbiler, i og med at lastbiler kører betydeligt længere end personbiler. Lastbilernes høje kilometertal er også baggrunden for, at lastbiler er tillagt en større andel af infrastrukturen - et synspunkt, der måske kan diskuteres.

Oplysninger om infrastruktur er fundet i (Maibach et al., 1995) og (Frischknecht, 1996). Der er stor forskel på de to referencers opgørelse af infrastrukturens betydning, idet (Maibach et al. 1995) tillægger den væsentlig større vægt end (Frischknecht, 1996), men Maibachs studie er grundigere end

Frischknechts. Infrastrukturopgørelsen er fra Schweiz og er ikke nødvendigvis repræsentativ for Danmark. For produktion af brændsler vil krav til bedre raffinering, fx nedsættelse af svovlindhold i diesel, medføre at brændslets andel af transportlivscyklus øges fra ca. 10% til ca. 15% (Eriksson et al. 1995). Vedligeholdelse vedr. dæk stammer fra (Eriksson et al. 1995), og der er stor usikkerhed på de bagvedliggende data, men Erikssons studie omkring dæk er grundigt.

#### *4.1.2.2 Transportemissioner og parametre*

Emissioner fra transporten kan tilskrives:

- Direkte emissioner relateret til brændselsforbruget og forbrænding af brændselskomponenterne
- Direkte emissioner relateret til forbrændingsprocessens karakteristika m.v.
- Emissioner fra fordampning
- Emissioner fra dækslid
- Indirekte emissioner fra produktion og distribution af brændsler; fremstilling, service og bortskaffelse af transportmidler samt bygning af infrastruktur
- Sekundære eller afledte emissioner som følge af senere reaktioner.

#### *Brændselsforbrug*

Brændselsforbruget afhænger af effektbehov, motorens virkningsgrad og driftsform.

Effektbehovet afhænger især af hastigheden, men også af faktorer som rullemodstand, luft eller vandmodstand og stigning, dvs. bakke-/bjergkørsel og start/landing af fly.

Motorens virkningsgrad afhænger af motortype, teknologi og belastning. Afhængigt af motorens belastningsområde har benzinmotorer en virkningsgrad på 15 – 25% og dieselmotorer ligger på 20 – 35%. Ved brug af turboladning og moderne brændselsindsprøjtningssystemer øges virkningsgraden til henholdsvis 20 – 30% og 30 – 40%. For moderne skibsdieselmotorer har man nået virkningsgrader på 45 – 48%, men disse motorer har mulighed for at operere i deres optimale driftsområde, dvs. kombination af momentbelastning og omdrejningstal, som giver mindst brændstofforbrug i forhold til den af motoren leverede energi (g/kWh). Dette område ligger ved moderat omdrejningstal og ret høj (men ikke maksimal) momentbelastning. Lastbilmotorer og især personbilmotorer opererer sjældent i deres optimale driftsområde, hvilket vil sige, at man normalt ligger nederst i de angivne virkningsgradsintervaller.

Koldstart, tomgangskørsel og ujævn drift, så som start/stop og skiftevis meget lav og meget høj belastning af motoren (langsomkørsel/acceleration) øger brændstofforbruget. Driftsmåden afhænger derfor af chauffør og rute. Bykørsel medfører næsten uundgåeligt tomgang og ujævn drift.

#### *Direkte emissioner fra transportmidler*

Mængden af direkte emissioner afhænger dels af forbrug og sammensætning af brændstof og dels af forbrændingen, som igen afhænger af driftsmåde og motorteknologi. Partikler som følge af motorens slitage dannes i så små mængder, at de kan negligeres.

Motorbrændsler består af kulbrinter, dvs. kul og hydrogen. Ved en ideel forbrænding med luftens oxygen dannes kuldioxid ( $\text{CO}_2$ ) og vand ( $\text{H}_2\text{O}$ ) i et direkte proportionalt forhold til brændstofforbruget. Svovl og spormetaller indgår som uønskede stoffer i brændsler og afgives ved forbrænding som svovldioxid ( $\text{SO}_2$ ) og metalforbindelser, ligeledes proportionalt med brændstofforbruget.

Det er næppe muligt at opnå en helt ideel forbrænding i en motor. Dels omsættes al brændslet ikke fuldstændigt, og dels sker der reaktioner med luftens nitrogen. Ved ufuldstændig forbrænding dannes VOC, CO og kulpartikler (sod). Kulpartiklerne vil binde noget VOC (fx PAH) og nogle metalemissioner. Svovl i brændslet bidrager til øget partikeldannelse. Reaktioner med luftens nitrogen eller nitrogen i brændslet danner nitrogenoxider ( $\text{NO}_x$ ) samt mindre mængder lattergas ( $\text{N}_2\text{O}$ ) og ammoniak ( $\text{NH}_3$ ). Langt det meste af luftens nitrogen går uforandret gennem motoren.

Den mest fuldstændige forbrænding opnås ved jævn drift i motorens optimale driftsområde. Her er udslippet af VOC, CO og partikler mindst. Turbo-ladning og præcis brændstoffodsering (moderne indsprøjtningssystemer) bidrager også til at mindske udslippet. Det samme gør fornuftig trafikplanlægning. Desværre er det sådan, at forbrændingstemperaturen i det optimale driftsområde er meget høj, hvilket medfører øget emission af  $\text{NO}_x$ , som dog kan mindskes ved forbrændingsteknisk at køle forbrændingen og ved brug af katalysator. Ved meget høj belastning af dieselmotorer sker der en væsentlig øgning af partikelmængden. Partiklerne er et stort problem for anvendelse af katalysatorer på dieselmotorer, men mængden kan mindskes ved hjælp af moderne indsprøjtningssystemer, turboladning, svovlfattigt brændstof og partikelfiltre.

#### *Andre emissioner fra transportmidler*

Der sker fordampning af VOC fra transportmidlets brændstof, sprinklervæske, m.m., både under drift og stilstand. Dækslid giver ligeledes anledning til VOC foruden partikler.

#### *Indirekte og sekundære emissioner*

Ovennævnte emissioner vedrører transportmidlernes drift. Fremstilling af køretøjer, bygning af infrastruktur og produktion af brændsler sker under brug af energi, som er forbundet med de samme typer af emissioner som for transportmidlernes drift. Udvinding af brændsler er tillige forbundet med VOC emission fra gasudslip fra oliefelterne.

Fotokemiske ozondannelse, hvor VOC fra driftsfasen og udvinding af brændsler etc. reagerer med  $\text{NO}_x$  i luften og danner ozon, er en sekundær emission.

#### *4.1.2.3 Måling af emissioner*

Emissioner af  $\text{CO}_2$ ,  $\text{SO}_2$  og metalemissioner beregnes ud fra indholdet i brændstoffet.

De øvrige emissioner, dvs. NO<sub>x</sub>, CO, VOC og partikler, måles for biler normalt ved såkaldt rullefeltmålinger, som er laboratoriemålinger, der fx kan kontrollere, om et køretøj opfylder gældende emissionskrav. Der findes forskellige standarder, hvor køretøjet på et rullefelt gennemkører en cyklus af bestemte belastninger og hastigheder. Nogle standarder søger at simulere virkelige forhold, fx den amerikanske US-13 norm, som simulerer køremønstret for en tur gennem en gennemsnitlig amerikansk by.

Den europæiske norm, ECE R15, som benyttes til at kontrollere, om køretøjer opfylder EURO-normerne, er ikke baseret på simulering af virkelige forhold, men gennemkører en cyklus med 13 målepunkter – 3 ved tomgang, 5 ved forskellig belastninger ved middel hastighed og 5 ved forskellige belastninger ved maksimal hastighed af køretøjet. Det er klart, at gennemkørsel af en standard som den ECE R15 ikke giver et særligt repræsentativt billede af køretøjets udledninger under virkelige driftsforhold.

Emissionsmåling under transportmidlets drift, såkaldt "real time" måling, er yderst kompliceret og ikke så almindelig. Det kræver omfattende datalogging, kan kun foretages for enkelte emissionstyper, og er vanskeligt at omsætte til aktuel motorbelastning.

### 4.1.3 PC-værktøjer

PC-værktøjer til miljøvurdering af transport kan indeles i to typer:

- Værktøjer beregnet for LCA-miljøvurdering, herunder transport
- Værktøjer beregnet specifikt for emissionsberegninger af transport.

Eksempler på LCA-miljøvurderingsværktøjer er det danske UMIP PC-værktøj (Miljøstyrelsen, 1999) og det hollandske SimaPro (SimaPro, 2000). Eksempler på emissionsberegningværktøjer for transport er den danske TEMA-model (Trafikministeriet, 2000) og den europæiske COPERT-model (European Environmental Agency, 1997). De to værktøjstyper er målrettet til forskellige formål, eksemplificeret ved beskrivelsen af UMIP PC-værktøjet og TEMA-modellen i det følgende, men værktøjerne kan på udmærket vis supplere hinanden.

#### 4.1.3.1 UMIP PC-værktøj

UMIP PC-værktøjet er beregnet for livscyklusvurdering (LCA) af produkter. Et produkt kan i den forbindelse også være en serviceydelse. Værktøjet skal støtte analysen af hvorfra i et produkt miljøbelastningerne især stammer, fx fra én eller flere livscyklusfaser eller fra særlige komponenter i produktet. Værktøjet skal hurtigt kunne give svar på, om foreslåede ændringer af produktet eller dets livsforløb fører til miljømæssige forbedringer eller ej. Værktøjet ikke bare opgør emissionerne, men udfører også beregning og vurdering af emissionernes miljøeffekter, se afsnit 4.1.1.

Med hensyn til transport er UMIP-værktøjet i stand til at redegøre for transport set som et system af produktion af transportmidler, infrastruktur og brændsler samt den direkte drift af transportmidlerne (se afsnit 4.1.2.1). UMIP-værktøjet kan desuden gøre rede for hvor stor en andel af miljøbelastningen transporten udgør i forhold til det transporterede produkt.

UMIP-værktøjet arbejder med "enhedsprocesser", som er emissionsopgørelser pr. enhed (fx kg, m<sup>2</sup>, km, kgkm) ydet af processen

betragtet som gennemsnit over en vis tid eller som gennemsnit af et antal processer. UMIP-værktøjet indeholder altså ingen algoritmer, som kan beregne processens variation med nærmere angivne parametre, og heri adskiller det sig fra TEMA-2000, som forklaret senere. Hvis man i UMIP vil udtrykke emissionsforskellen mellem to forskellige parametre af samme proces, må man altså oprette to enhedsprocesser for at gøre dette. Det kan være en lastbil, som kører med to forskellige hastigheder.

UMIP-værktøjet opererer med faserne:

- Materialer og standardkomponenter
- Transport ind
- Produktion
- Transport internt
- Transport ud
- Brug
- Transport efter brug
- Bortskaffelse
- Undgået produktion.

UMIP-værktøjets enhedsprocesser er opdelt i:

- Materialefremstilling, fx stål, aluminium, plast
- Hjælpematerialefremstilling, fx smørelie, dieselolie, kemikalier
- Energisystemer, fx produktion af el., fyring med olie
- Produktionsprocesser, fx pladepresning, svejsning, støbning
- Delsystemer, fx komponenter, co-produkter, undgået produktion
- Transportprocesser, fx bil, tog, skib, fly
- Brugsprocesser, fx energiforbrug
- Bortskaffelsesprocesser, fx affaldsforbrænding, omsmelting.

Input og output til og fra disse processer er ressourcer og emissioner, også kaldet udvekslinger, og disse er inddelt i:

- Ressourcer, fx råolie, jernmalm
- Stoffer, fx CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, benzen, partikler
- Affaldstyper, fx slagge, kemikalieaffald.

Der er ikke nogen begrænsning i antallet af udvekslinger, da man i en LCA så vidt muligt forsøger at få det hele med inden for rimelighedens grænser af hensyn til miljøvurderingen. Dette er også en forskel fra TEMA, hvor man opererer med et bestemt antal udvalgte udvekslinger, som dog kan udvides efter behov.

UMIP PC-værktøjet udfører miljøvurderingerne: Beregning af effektpotentialer, normalisering og vægtning (se afsnit 4.1.1). Resultaterne kan vises grafisk eller eksporteres til Excel og andre formater. Vurderingen udføres for følgende potentielle effekter:

- Drivhuseffekt
- Ozonlagsnedbrydning
- Forsuring
- Fotokemisk ozondannelse; høj- og lav NO<sub>x</sub>
- Næringssaltbelastning

- Human toksicitet; luft, vand, jord
- Økotoksicitet; vand akut og kronisk, jord kronisk
- Persistent toksicitet
- Volumenaffald
- Farligt affald
- Radioaktivt affald
- Slagge og aske

Foruden disse udføres ressourcevurdering.

Den officielle udgave af UMIP PC-værktøjet indeholder et antal transportprocesser beregnet pr. tur (km) eller transportarbejde (kgkm), begreber som TEMA også arbejder med. Emissionerne er baseret på ældre udgaver af (European Environmental Agency, 1997 og 1999). Oplysningerne stammer tilbage fra 1990 og trænger til opdatering. Som tidligere nævnt har UMIP PC-værktøjet ikke samme algoritmiske mulighed for beregne emissioner ved at variere parametre, som TEMA modellen har. Man kan udtrykke det på den måde, at man i UMIP enten må operere med et meget stort antal transportenhedsprocesser for at give en funktionalitet, som ligner TEMAs; eller det, som nok er praktisk muligt, at operere med et begrænset antal forudsætninger og deraf følgende grovere transportberegninger.

Der er i og for sig ikke noget til hinder for at opdatere UMIP PC-værktøjet med fx TEMA2000's mere opdaterede transportprocesser. I forhold til TEMA2000 betyder det, at man må beregne emissionsfaktorer af fx et begrænset antal transportmiddeltyper, hastigheder, køremønstre og emissionsnormer og lægge disse faktorer ind i UMIP PC-værktøj. Dette vil blive gjort i forbindelse med caseberegningerne i kapitel 5, og niveaumæssigt svarer det til, hvad der i forvejen ligger af transportenhedsprocesser. Se bilag D.

For transportenhedsprocesserne i UMIP PC-værktøj er man i høj grad gået ud fra speditjonskørsel, hvor man har statistik for transportmidlernes lastudnyttelse. De beregnede emissioner skal naturligvis være det samme i UMIP PC-værktøj og TEMA-2000 når der er benyttet samme beregningsforudsætninger.

Den præcision, som ligger i UMIP PC-værktøjets lidt grove måde at beregne transportsценарier på er normalt tilstrækkelig til UMIP PC-værktøjets formål, der er en som regel screeningsbaseret miljøvurdering af produkter. Hvis man har behov for mere detaljerede eller specifikke beregninger af emissionerne fra en konkret transportydelse eller transportkæde, kan man udføre beregningerne i TEMA2000 og manuelt indtaste det trods alt begrænsede antal emissioner i en dertil oprettet enhedsproces i UMIP PC-værktøj med henblik på miljøvurderingen og relatering til andre processer.

I UMIP PC-værktøjet findes, foruden transportprocesserne beregnet for ture eller transportarbejde, også enhedsprocesser beregnet pr. kg brændstof. Data herfor er opdateret i (Frees & Weidema, 1998). Beregning af emissioner pr. kg forbrændt brændstof har den fordel frem for turbaseret beregning, at brændstofforbruget er en størrelse, der måles meget omhyggeligt ved godstransport. Benyttes turbegrebet, har man både usikkerhed omkring turlængde og usikkerhed på et estimeret brændstofforbrug baseret på normalforbrug for de pågældende transportmidler. Benytter man brændstofforbruget, må man til gengæld regne med et gennemsnitligt

køremønstre, da det er vanskeligt - eller kræver lidt regnearbejde - at omsætte brændstofforbruget til forskellige emissioner ved forskellige køremønstre.

#### 4.1.3.2 TEMA2000

TEMA (Transporters Emissioner under Alternative forudsætninger) er en pc-model til emissionsberegninger.

Modellen er opdelt i to dele for henholdsvis persontransport og godstransport. Der er tale om to separate modeller, der trods den fælles overordnede struktur er helt uafhængige.

Outputtet fra modelberegningerne er energiforbrug (målt i MJ) samt emissioner (målt i gram) af

- CO<sub>2</sub>
- CO
- NO<sub>x</sub>
- HC
- SO<sub>2</sub>
- Partikler (PM10).

Resultaterne opgøres totalt, pr. transportmiddel, pr. transportmiddelkilometer og pr. personkilometer, og præsenteres i tabelform samt gennem grafiske illustrationer.

I tabel 4.3 vises hvilke transportformer, der er medtaget i modellen.

For en given tur skal brugeren specificere, hvor turen starter og ender samt vælge transportform og type. De transportmidler, som modellen vælger som "default", er det typiske transportmiddel for den pågældende transportform på den valgte rute. Brugeren har mulighed for at ændre på modellens default-opsætninger af transportmidlerne, fx køremønstre (rejsehastigheder), slitage og brændstof, samt ændre på de default-belægningsgrader, som modellen foreslår.

De data, der anvendes, er generelt de nyeste, og det er muligt at vælge fremskrevne emissionsstandarder, hvilket gør, at data er repræsentative flere år frem i tiden.

Tabel 4.3 Transportformer og transportmiddel typer i TEMA2000.

Persontransport	Godstransport
<b>Personbil</b>	<b>Varebil &lt; 3,5tons</b>
Benzin	Benzin
Diesel	Diesel
El	<b>Lastbil</b>
<b>Bus</b>	Solo
Bybus	M. anhænger
Regionalbus	<b>Godstog</b>
Fjernbus	Diesel
<b>Persontog</b>	El
Regionaltog	<b>Færge</b>
IC-tog	Konv. færge
Lyntog	Mindre færge
S-tog	Hurtigfærge (kun varebiler)
<b>Færge</b>	<b>Fragtskib</b>
Hurtigfærge	Bulk carrier (massegodsskib)
Konv. færge	Containerskib
Mindre færge	



Fly Jet (forskellige typer) Turboprop	
---	--

I det følgende beskrives godstransportdelen af TEMA.

#### *Varebiler*

For varebiler skelnes mellem benzin- og dieseldrevne, og det skal desuden angives hvilken Euronorm, de lever op til. Normerne og deres ikrafttrædelsesdatoer – for både benzin- og dieslbiler – er:

- Pre-Euro –
- Euro 1 1. oktober 1994
- Euro 2 1. oktober 1998
- Euro 3 1. januar 2002
- Euro 4 1. januar 2007.

Køremønstret afgøres ud fra vejtypen, der kan vælges blandt følgende:

- Motorveje (defaulthastighed 110 km/t)
- Øvrige veje i landområde (defaulthastighed 70 km/t)
- Øvrige veje i byområder (defaulthastighed 30 km/t).

Brugeren definerer, hvor stor en procentdel af turen, der foregår på de forskellige vejtyper. Hastighederne kan defineres af brugeren, men hvis man ikke angiver andet, benytter TEMA de anførte defaulthastigheder.

Brugeren har mulighed for at medregne en koldstart, hvilket giver øgede emissioner. Men som default medregnes det ikke, fordi en varebil oftest kører mange ture i løbet af en dag og derfor for det meste har varm motor ved turens start.

Udetemperaturen er som default sat til 8,5°C, som er årsgennemsnittet i Danmark, men den kan også ændres af brugeren.

For benzinbiler med katalysator har slitagen væsentlig betydning for emissionerne. I TEMA udtrykkes slitagen alene ved motorens kilometerstand, enten ved en værdi som brugeren indtaster, eller ved en default-værdi, der findes ud fra bilens alder. For eksempel er default-kilometerstanden knap 150.000 km for en bil på 5-6 år. For dieslbiler indregnes slitagen ikke.

#### *Lastbiler*

For lastbiler er der mulighed for at vælge mellem tre forskellige størrelser med følgende specifikationer:

Type	1	2	3
	Sololastbil	Sololastbil	Vogntog
Totalvægt	10 tons	25 tons	40-48 tons
Egenvægt	4,8 tons	8 tons	16 tons
Lasteevne	5,2 tons	16 tons	24-32 tons
Antal aksler	2	3	5-6
Motoreffekt	150-170 kW	250 kW	400 kW
Antal gear	6	16	?

Det er forudsat, at alle lastbiler kører på diesel. Motorens slitage indregnes ikke. Der indregnes heller ikke tillæg for koldstart, da en lastbil som regel er i drift i mange timer ad gangen.

For alle tre biltyper skal det defineres hvilke Euronormer, de lever op til. Normerne og deres ikrafttrædelsesdatoer er:

- Pre-Euro –
- Euro 0 1. oktober 1990
- Euro 1 1. oktober 1993
- Euro 2 1. oktober 1996
- Euro 3 1. oktober 2001
- Euro 4 1. oktober 2006
- Euro 5 1. oktober 2009.

Køremønstret afgøres ud fra vejtypen, der kan vælges blandt følgende:

- Motorveje (defaulthastighed 70 km/t)
- Øvrige veje i landområde (defaulthastighed 70 km/t)
- Øvrige veje i byområder (defaulthastighed 25 km/t).

Brugeren definerer, hvor stor en procentdel af turen, der foregår på de forskellige vejtyper. Hastighederne kan defineres af brugeren, men hvis man ikke angiver andet, benytter TEMA de anførte defaulthastigheder.

### *Godstog*

Grundlæggende skelnes mellem eltog og dieselelektriske tog. Sidstnævnte har fire forskellige slags lokomotiver, som det fremgår af nedenstående tabel:

Lokomotiv	Lokomotivets vægt (tons)	Type
EA	80	Elektrisk
ME	115	Dieselelektrisk
MZ I/II	116,5	Dieselelektrisk
MZ III	125	Dieselelektrisk
MZ IV	123	Dieselelektrisk

For en given transport skal brugeren angive lasten (i tons) samt antallet af lokomotiver og deres typer.

### *Færger*

Der skelnes mellem konventionelle færger, hurtigfærger og mindre færger, hvor de to sidste kun er relevante i forbindelse med varebiler og ikke med lastbiler.

For alle færgetyperne indeholder TEMA default-belægningsgrader, som kan ændres af brugeren.

I forbindelse med færgernes kapacitet omregnes vare- og lastbiler til personbilækvivalenter ud fra følgende tal:

	Konventionel færge	Øvrige færger
Varebil	1,5	2
10 tons lastbil	2	–
27 tons lastbil	3	–
48 tons lastbil	6	–

### *Fragtskibe*

I TEMA er der foruddefineret to typer fragtskibe, hvor brugeren har mulighed for at variere på størrelsen inden for de nævnte grænser:

- Bulkcarrier med 2000 tons lasteevne (kan varieres mellem 2.000 og 150.000 tons)
- Containerskib med en kapacitet på 350 TEU (TEU, Twentyfoot Equivalent Unit, dvs. containerenheder. 1 TEU svarer til ½ almindelig 40 foot container. Kan varieres mellem 100 og 7.000 TEU)

Derudover kan brugeren angive værdier for servicefarten og skibets alder. Hvis der ikke angives noget, benytter TEMA defaultværdier. Servicefarten for en 2000 tons bulkcarrier er som default 10,4 knob. Defaultværdierne for alderen er 11,7 år for en bulkcarrier og 6,2 år for et containerskib.

#### *Turbegrebet for godstransport*

En tur består af en mængde gods, som bliver transporteret fra A til B.

TEMA tager imidlertid hensyn til, at godset måske transporteres sammen med andet gods, hvilket bedst kan illustreres ved et eksempel:

Vi vil foretage emissionsberegninger for transporten af to tons gods mellem København og Aalborg. Godset kan enten transporteres på lastbil via Molslinien eller på tog via Storebæltsforbindelsen. I begge tilfælde medbringer transportmidlet også andet gods, og det tages der højde for i TEMA. Antag fx, at lastbilen medbringer i alt 20 tons gods. I så fald tillægges den definerede tur 2/20 af lastbilens totale emissioner. For færgeturens vedkommende bliver andelen endnu mindre, da der er flere lastbiler ombord på færgen.

TEMA indeholder defaultværdier for belægninger på forskellige ture. I eksemplet ovenfor skal brugeren derfor kun definere godsmængden på 2 tons, mens TEMA selv har værdier for transportmidlets totale last. Disse defaultværdier kan ændres af brugeren, hvis der er behov for det.

#### *Godsvægt i forhold til transportmidlets vægt*

I TEMA regnes med nettovægt af godset, dvs. at godsvægten er ekskl. vægt af evt. lastbærer. En lastbærer er en enhed, som i væsentlig grad bidrager til vægten af det transporterede gods. Det kan være en container, en løstrailer mm, men ikke paller, papkasser og andet letvægtsbeskyttelse, som benyttes uanset valg af transportmiddel.

Vægten af lastbæreren har betydning, hvis der skal sammenlignes på tværs af transportmidler. Fx hvis der skal vælges mellem enten at sende godset via jernbane eller med lastbil. Såfremt der vælges jernbane, vil det i nogle tilfælde være nødvendigt at fylde godset i en container, hvis vægt også bidrager til togets samlede emissioner.

Det betyder, at når der i TEMA beregnes emissioner pr. ton eller pr. tonkm, er det pr. nettoton(km), mens transportmidlernes samlede emissioner naturligvis beregnes på baggrund af den samlede transporterede vægt inkl. lastbærer, evt. opgivet af brugeren.

Det således vigtigt for brugeren at vide:

- at TEMA tager udgangspunkt i en *tur* dvs. en transport fra A til B med et givent antal personer eller en given mængde gods, og ikke nødvendigvis i transportmidlets samlede emissioner. TEMA angiver hvor stor en andel af transportmidlets samlede energiforbrug og emissioner, der tillægges den pågældende tur
- at jo flere personer / mere brugerlast der er på en tur, desto større en andel af transportmidlernes samlede emissioner tillægges turen
- at jo større total belægning på transportmidlerne, desto mindre andel af transportmidlernes samlede emissioner tillægges turen. Bemærk dog, at for nogle transportmidler giver øget belægning øget energiforbrug pga. af ekstra vægt.

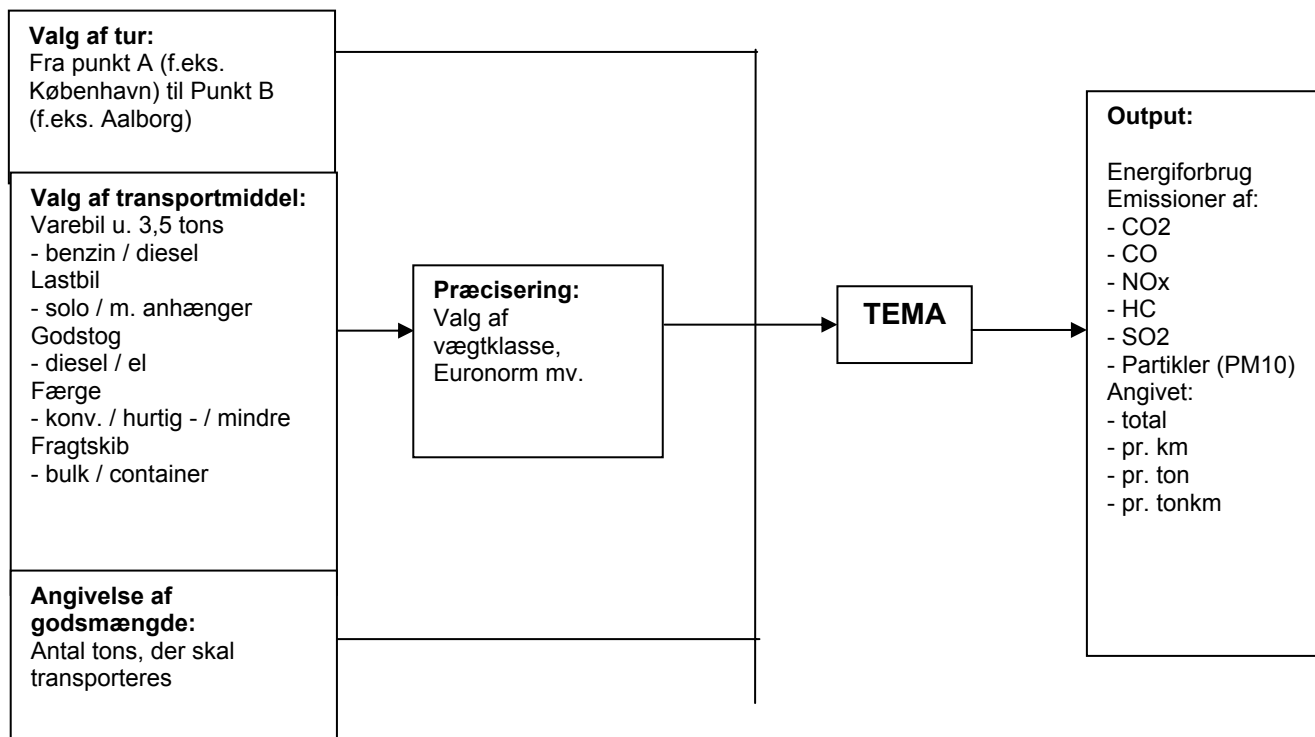
Enheder for energianvendelse og emissioner.

Nedenstående skema viser, hvilke enheder TEMA angiver energiforbrug og emissioner i.

Energiforbrug og emissioner omfatter	Betegnelse under godstransport	Enheder
(Del)turens emissioner fra A til B. Dette kan være mindre end transportmidlets totale energiforbrug og emissioner.	For brugerlasten	MJ, g
(Del)turens emissioner pr. km fra A til B. Dette kan være mindre end transportmidlets totale energiforbrug og emissioner pr. km.	For brugerlasten pr. km	MJ/km, g/km
(Del)turens emissioner pr. ton fra A til B.	Pr. ton	g/ton
(Del)turens emissioner pr. tonkm fra A til B.	Pr. tonkm	MJ/tonkm, g/tonkm
Det valgte transportmiddel fra A til B.	For hele transportmidlet	MJ, g
Det valgte transportmiddel fra A til B.	Pr. transportmiddelkm	MJ/km, g/km

Note: Betegnelsen 'fra A til B' angiver, at køremønstre og belægningsgrader er afhængige af valg af start- og slutsted. Energiforbrug og emissioner er derfor altid for den pågældende tur eller deltur, selvom angivelsen er pr. (person-/ton)km, og kan ikke tages som landsdækkende gennemsnit.

Nedenstående oversigt giver et groft billede af, hvordan TEMA anvendes, og hvilke output modellen giver.



Brugeren har yderligere mulighed for at ændre værdier for slid, kørselsmønster (hastigheder), brændstof og belægningsgrader.

Det er væsentligt at erindre, at modellen beregner energiforbrug og emissioner for den angivne godsmængde og ikke for hele køretøjet, som transporterer godsmængden.

#### 4.2 Traditionelt omfattede emissioner og deres effekter

I de traditionelle emissionsberegningsmodeller, som fx TEMA, arbejdes der med et relativt begrænset antal emissionsparametre for godstransporten. Baggrunden for valget af emissionsparametre, der indgår i disse modeller, er efter modelbyggernes egne udsagn, at disse parametre er de væsentligste.

I det følgende gives en kort oversigt over de væsentligste miljøeffekter og mulige skadevirkninger fra de traditionelle parametre. Der gives en status over, hvorledes emissionerne miljøvurderes, og om der eventuelt er behov for opdatering af datagrundlaget eller udvikling/videreudvikling af miljøvurderingsmetode med fokus på LCA.

Tabel 4.4 Oversigt over emissioners skadevirkninger og miljøeffekter.

Emission Skade	Partikler (PM <sub>10</sub> )	NO <sub>2</sub> /NO <sub>x</sub>	SO <sub>2</sub>	HC/ VOC	CO	CO <sub>2</sub>	Carcinogener <sup>a)</sup>
Dødelighed	+		(+)	+			(+)
Sygelighed	+	+	(+)	+	(+)		
Landbrug		(+)		(+)			
Skovdød		+	+	(+)			
Bygningskader	+	+	+				
Klimaeffekt				+	(+)	+	
Drivhuseffekt				+	+	+	
Forsuring		+	+				
Næringssaltbelastning		+					
Fotokemisk ozon				+			
Økotoksicitet				+			
Human toksicitet	+			+			+

+ : Væsentlig effekt (+) : Mindre væsentlig effekt

a) Kræftfremkaldende stoffer, specielt: Benzen (C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>), 1,3-Butadien, PAH, formaldehyd, ethen og ethylenoxid. Er del af VOC, PAH dog overvejende på dieselpartikler.

Kilder: (COWI, 1999) (Wenzel et al., 1996).

#### 4.2.1 Partikler

Dette afsnit er et uddrag af et rapportudkast til et projekt om bioenergi i Europa (Olsen, 2000), i hvilket der blandt andet var fokus på humantoksicitet af partikler fra fyring med biobrændsler. De her beskrevne effektfaktorer for human toksicitet af partikler støtter sig imidlertid meget til studier af størrelsesfordeling og sundhedseffekter fra transportens partikler, da dette område er det mest undersøgte. Der er tale om et første forslag til, hvordan toksicitet af partikel kan håndteres i LCA, mere end et gennemarbejdet forslag. Størrelsen af partiklerne, samt det faktum at de overvejende kommer fra transport, er eneste parametre, og mere specifikke forhold, som fx stoffer (PAH m.fl.) der er bundet til partiklerne er således ikke medtaget eller undersøgt. De beskrevne effektfaktorer retter sig mod UMIP metoden (Wenzel et al., 1996).

En af de mest alvorlige skadeseffekter af partikelemissioner er øget dødelighed, bl.a. som følge af blodpropper. Men partikler medfører fx også mere eller mindre alvorlige luftvejslidelser.

Ved opgørelse af partikelemissioner medtages traditionelt den samlede masse af partikler uanset størrelsen. I relation til helbredsskader er det de inhalerbare partikler, PM<sub>10</sub>, med en diameter på under 10 µm, der er relevante, og opmærksomheden retter sig i stigende grad mod de mindre partikler, PM<sub>2,5</sub> og de endnu mindre ultrafine partikler PM<sub>0,1</sub>.

Kvantitative opgørelser af partikelemissioner udgør en del af de fleste livscyklusvurderinger. Der bruges forskellige termer til at specificere partikler, fx støv, partikler, suspenderet partikelformigt stof (SPM), totalt suspenderede partikler (TSP), sort røg (BS) osv. Partikler er i vidt omfang forskellige i deres egenskaber, fx sammensætning: Hvad er partiklerne sammensat af, hvilke kemikalier adsorberes til overfladen osv. samt størrelsesfordeling. Som regel afspejler opgørelserne imidlertid hverken partikeltypen, størrelsesfordelingen eller skelner mellem forskellige partikelkilder. Derfor er der søgt information, der kunne være en vejledende normalstørrelsesfordeling for forskellige kildetyper, da størrelsesfordelingen synes at være yderst vigtig, når det drejer sig om sundhedspåvirkning.

Denne opgave viste sig at være temmelig umulig, da ingen åbenbart har forsøgt at indsamle datakarakteriserende partikler fra forskellige emissionskilder. Trafik er en af de velstuderede kilder for partikelemissioner. Det er fx blevet påvist, at moderne diesel-motorer udsender mindre partikelmængder, men et større antal ultrafine partikler - sammenlignet med gamle motorer. Da man har en mistanke om, at ultrafine partikler - eller antallet af partikler snarere end mængden - har indflydelse på sundheden, er der risiko for at moderne motorer forårsager mere skade end de gamle (WHO, 1999a)! Den mest udbredte bymæssige kilde for partiklerne er trafik, og de fleste undersøgelser af partikeleksponering er blevet foretaget i storbyer.

Eksponering for partikelformigt stof har været anset for primært at være et bymæssigt problem, men i mange industrilande er der ingen betydelige forskelle mellem by og land, hvad angår eksponering for små partikler. Eksponering for små partikler er således udbredt (WHO, 1999b), hvorimod eksponering for ultrafine partikler kan variere betydeligt, fx som et resultat af emissioner fra lokal trafik inden for enkelte gader.

Bortset fra de ultrafine partikler i trafikerede gader er størrelsesfordelingen af partikler på emissionstidspunktet ikke en ret relevant parameter, fordi reaktioner i atmosfæren hurtigt vil ændre partiklernes egenskaber inklusive størrelsesfordelingen (Hertel 1999b). Trods en meget generel fremgangsmåde er det derfor relevant at overveje en generel partikel-størrelsesfordeling lig med den, der er skønnet for bymæssige områder. Skønt fine partikler kan bæres hundredvis af kilometer bort, er dette et groft skøn, fordi tæt trafik udsender de største mængder af fine partikler. Partikler er oftest blevet målt som TSP, men i det mindste i Danmark og for bymæssig partikeleksponering, kan en normal-mængdefordeling på størrelsesandele groft skønnes som (Larsen, 1999):

$$PM_{10} = 0,55 \times TSP \text{ og}$$

$$PM_{2,5} = 0,6 \times PM_{10}, \text{ hvor}$$

$PM_{10}$  = Partikler med en diameter op til 10  $\mu\text{m}$

$PM_{2,5}$  = Partikler med en diameter op til 2,5  $\mu\text{m}$

De partikler, som i dag undersøges mest i forbindelse med sundhedspåvirkning, er fine partikler, dvs. partikler mindre end 2,5  $\mu\text{m}$  ( $PM_{2,5}$ ). Disse partikler stammer primært fra omdannelse af gasser frigivet ved forbrændingsprocesser, fx fra trafik. Partikler eller støv fra arbejdsprocesser (fx savning, skæring, formaling osv.), slid og ophvirvling fra jordoverfladen såvel som partikler af biologisk oprindelse (fx pollen) udgør en grovere andel. Denne andel kan typisk måles som  $PM_{10}$  eller som totalt suspendede partikler (TSP).

En betydningsfuld egenskab ved de fine partikler er, at de opfører sig som gasser, og derfor trænger ind i bygninger. Indendørskoncentrationerne ligner derfor stort set udendørskoncentrationerne. Dette betyder, at mennesker er eksponeret både indendørs og udendørs, (Larsen, 1999).

Det foreslås derfor at:

- partikler, der stammer fra udslip i forbindelse med forbrændingsprocesser, vurderes efter deres bidrag til  $PM_{2,5}$ , dvs. totalpartikelformigt stof x 0,33 (TSP x 0,55 x 0,6)
- partikler, der stammer fra andre processer eller anført i opgørelser for hele livscyklus, vurderes efter deres bidrag til  $PM_{10}$ , dvs. totalpartikelformigt stof x 0,55.

Selvom partikler bidrager til andre påvirkningskategorier, er kun deres påvirkning af menneskers sundhed medtaget her. Partikler større end  $10\ \mu\text{m}$  menes ikke at forårsage betydelig sundhedspåvirkning, fordi de ikke trænger ned i lungerne. En stigende mængde tegn antyder, at partikler er et af de betydeligste miljøforureningsemner i forbindelse med påvirkning af menneskers sundhed. Tidligere blev disse partikler med en diameter på  $10\ \mu\text{m}$  eller mindre ( $PM_{10}$ ) anset for at være de farligste. Men nu anses især fine partikler med en diameter under  $2,5\ \mu\text{m}$  ( $PM_{2,5}$ ) for at være farlige, skønt nogle mindre bestand-dele, såsom sulfater og stærkt sure partikler, formodes at være endnu bedre indikatorer for påvirkning af menneskers sundhed.

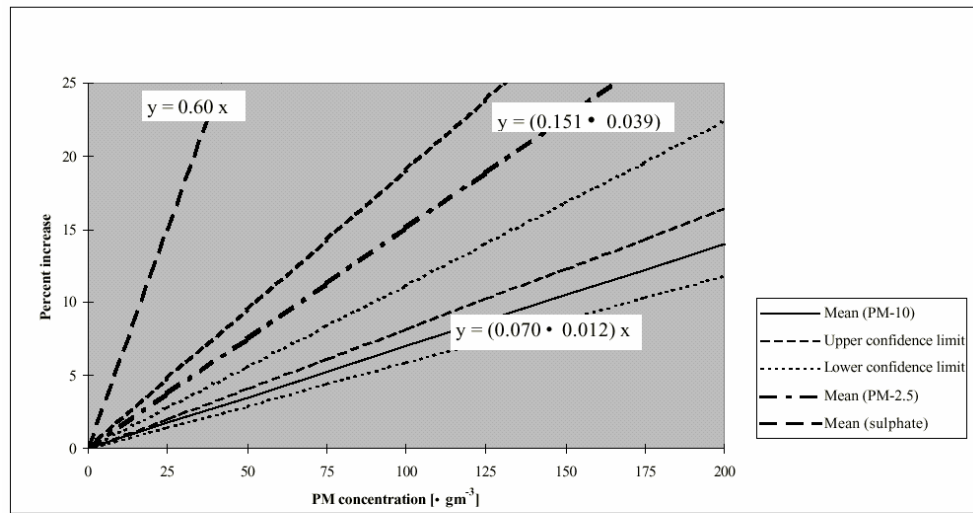
Sundhedspåvirkninger, der kan henføres til partikler, er: Forværring af luftvejssygdomme, øget brug af *bronchodilator* (af astmatikere), hoste og *peak flow* reduktioner. Langtidseffekter refererer også til dødelighed og luftvejssygdom, (WHO, 1999b).

WHO har valgt ikke at publicere vejledende værdier for partikelformigt stof, men i stedet at lade regulatorer basere deres beslutning på de dosis-responskurver, der er oplyst i "WHO air quality guidance document", (WHO, 1999b), se figur 4.2 og 4.3 nedenfor. Dette skyldes dosis-responskurvens linearitet selv ned til den laveste eksponering, dvs. der kan ikke findes nogen tærskel for partikelformige stoffers effekt. Selvom enkeltpersoner har tærskler for effekter, har befolkningen som sådan det ikke (WHO, 1999b).

Nogle fremgangsmåder ved livscyklusvurderinger har inkluderet partikler på en måde som vedrører det faktum, at der sandsynligvis ikke er nogen tærskel for partiklernes effekt. Disse såkaldte skadefremgangsmåder vurderer antal år af tabte liv (YOLL), som skyldes en specifik koncentrationsforøgelse. UMIP-metoden baseres på vurderingen af et effektløst niveau i miljøet, så at en "kritisk mængde" kan udregnes. Man har derfor valgt at basere effektfaktoren for partikler på menneskets sundhed på de vejledende værdier udviklet af (US EPA, 1997), skønt effekter sandsynligvis vil forekomme på koncentrationsniveauer under de vejledende værdier.

EU overvejer i øjeblikket hvordan man skal håndtere  $PM_{10}$ . Storbritannien og Nordirland har anbefalet en 24-timers gennemsnitlig  $PM_{10}$  retningslinie på  $50\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ , (EEA, 1997).

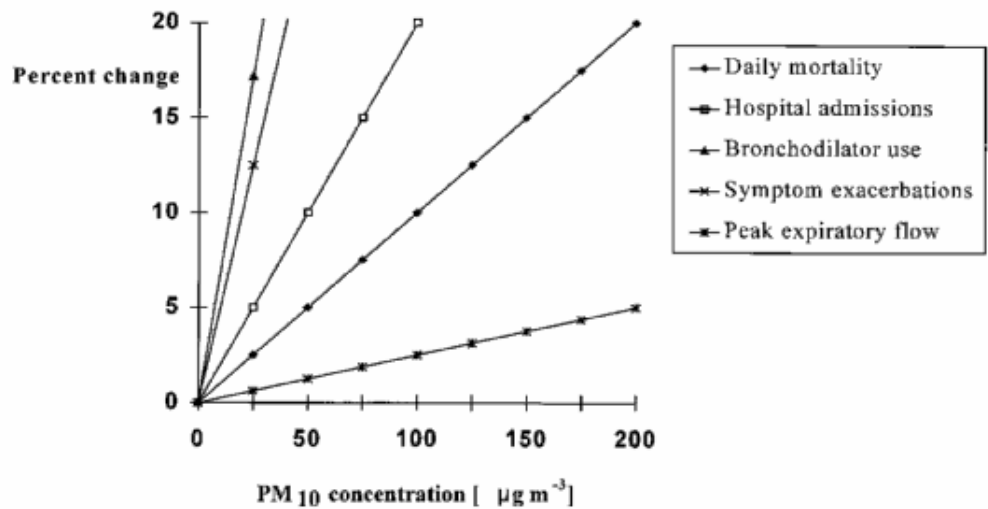




Increase in daily mortality as a function of PM concentration.

Figur 4.2 Forøgelse af dødelighed som funktion af partikelkoncentration.

### Relationship of PM10 with different health effect indicators



Figur 4.3 Sammenhæng mellem partikelkoncentration ( $\text{PM}_{10}$ ) og sundhedseffekter.

Det foreslås derfor at bruge følgende vejledende værdier for effektfaktorerne:

- $\text{PM}_{2.5}$ :  $15 \mu\text{g/m}^3$
- $\text{PM}_{10}$ :  $50 \mu\text{g/m}^3$

Effektfaktorer for menneskelig sundhed i forbindelse med udledning af partikler til luften (der ses bort fra udledning af partikler til andre miljømæssige områder) udregnes således som:

$$\text{PM}_{2.5} \text{EF}_{\text{hta}} = 1/15 \times 10^{-6} \text{ g/m}^3 = 66.667 \text{ m}^3/\text{g}$$

$$\text{PM}_{10} \text{EF}_{\text{hta}} = 1/50 \times 10^{-6} \text{ g/m}^3 = 20.000 \text{ m}^3/\text{g}.$$

Hvis disse faktorer er koblet sammen med størrelsesandelene udviklet ovenfor, gælder følgende effektfaktorer vedr. partikler, der stammer fra forbrændingskilder, fx dieselmotorer, og andre kilder:

Partikler fra forbrænding, målt som TSP:  $EF_{hta} = 22.000 \text{ m}^3/\text{g}$

Partikler fra andre kilder, målt som TSP:  $EF_{hta} = 11.000 \text{ m}^3/\text{g}$

Disse effektfaktorer viser sig at ligge væsentligt under effektfaktoren for human toksicitet i luft fra VOC (se afsnit 4.2 og 4.3), som er beregnet til ca.  $1,3 \times 10^7$  (13.300.000). Det vil sige at human toksicitet af partikler er beregnet til at være en faktor 1000 mindre end human toksicitet af VOC, til trods for, at partikler er regnet som den sundhedsmæssigt alvorligste emission (WHO, 1999a) (COWI, 1999). Mængden af VOC og partikler i udstødningen fra dieselmotorer er af nogenlunde samme størrelsesorden (BUWAL, 1998) (Trafikministeriet, 2000a), så forklaringen ligger altså ikke her.

Forklaringen ligger i toksicitetsvurdering af VOC, idet man her har lagt til grund den acceptable daglige exponering med luftkoncentration af et stof for at risikoen for effekt (sundhed, sygdom, død) er mindre end 1 ud af  $10^6$  (US EPA, 2000) (Hauschild et al., 1996a). For partikler har man ikke beregnet en tilsvarende risiko. Men af figur 4.2 fremgår det, at man ved den vejledende værdi på  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for  $\text{PM}_{2,5}$  (beregnet fra EEA, 1997's vejledende værdi på  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for  $\text{PM}_{10}$ ) har en øget gennemsnitsrisiko for effekt på 2,5%, dvs. 1 ud af 40. Man "accepterer" altså en risiko, der er  $10^6/40 = 2,5 \times 10^4$  større end for VOC-beregningen. Hvis man antager den forømtalte linearitet af responskurven figur 4.2 ned til laveste eksponering, betyder det, at man skal operere med tilsvarende lave grænser for en no-effect koncentration (1 ud af  $10^6$ ) for partikler, og at de beregnede effektfaktorer derfor skal være tilsvarende højere. For partikler fra forbrænding når man derved frem til  $10^4 \times 22.000 = 5,5 \times 10^8$ .

Dette estimat er i og for sig ganske uvidenskabeligt, men det giver dog en rimelig størrelsesorden i forhold til effektfaktoren for VOC i forhold til forømtalte almindeligt accepterede opfattelse, og denne værdi vil derfor blive benyttet i dette projekt. Den estimerede effektfaktor er noget højere end fx bly og PAH ( $0,5 - 1 \times 10^8$ ), som er rent giftvirkende, men der er ingen erfaring med toksicitetsvurdering af stoffer, så som partikler fra forbrænding, der er både fysisk og giftigt virkende.

Partikeltype	$EF_{hta}$ $\text{m}^3/\text{g}$
Partikler fra forbrænding, målt som TSP fra EEA vejledende værdier	22.000
Partikler fra forbrænding, målt som TSP dette studie	550.000.000
Partikler fra andre kilder, målt som TSP fra EEA vejledende værdier	11.000
Partikler fra andre kilder, målt som TSP dette studie	Ikke relevant

Der er ikke fundet oplysninger om den samlede partikelemmission fra dansk transport, men beregnet ud fra mængden pr. MJ brændstof forbrændt i de motorer, som er lagt ind i UMIP PC-værktøjet (se afsnit 5.1) og ganget med brændstofforbruget pr. transportmiddel (bilag A) er mængden beregnet til ca. 2.200 tons, hvoraf godstransporten tegner sig for ca. halvdelen. Beregningen

vedrører transportmidler som opfylder dagens emissionskrav (EURO2), men da mange ældre transportmidler er i drift, kan partikelemissionen i realiteten være højere. Fra ovennævnte toxfaktor kan følgende normaliserede effektpotentiale beregnes for den danske godstransport alene:

Kategori	PE <sub>WDK90</sub>
Human tox	65.000.000
Økotox	ikke vurderet
Persistent tox	ikke vurderet

De meget høje værdier for toksicitet af partikler fundet her peger på at partikler bør være et væsentligt fokusområde i tråd med fx (WHO, 1999a) og den verserende debat om eftermontering af partikelfiltre. Risikovurdering af sundhedsskader af partikler er påkrævet som grundlag for beregning af LCA effektfaktorer. Bl.a må man overveje, om partiklernes tokseffekt virker meget lokalt.

Beregningsmetoden bør desuden detaljeres (fx virkningen af partikelfiltre), og operationaliseres, så den kan anvendes for en række forskellige typer af lastbiler og skibe og udtrykkes fx pr. tonkm i det omfang data ikke er tilstrækkeligt opdaterede. Normaliseringsreferencen skal desuden revideres, da toksicitet fra partikler ikke indgår i den eksisterende reference (Hauschild et al. 1996a), hvilket er grunden til, at det normaliserede effektpotentiale for transport er beregnet for højt.

#### 4.2.2 NO<sub>x</sub>

NO<sub>x</sub> er en samlebetegnelse for NO og NO<sub>2</sub>. Transportens bidrag, dvs. både gods- og persontransport, til de danske NO<sub>x</sub> emissioner er ca. 57% (Danmarks Miljøundersøgelser, 2000) fordelt med 32% til vejtransport og 25% til anden transport og står altså for et væsentligt bidrag. Hovedparten af trafikens NO<sub>x</sub>-emissioner finder sted som NO, der ikke giver anledning til væsentlige sundhedsmæssige effekter. I atmosfæren omdannes NO dog ret hurtigt til det mere sundhedsskadelige NO<sub>2</sub> ved reaktion med O<sub>3</sub> og frie radikaler. Endvidere indgår NO<sub>x</sub> sammen med VOC i den fotokemisk ozondannelse, se afsnit 4.2.4.

NO<sub>x</sub> giver anledning til miljøeffekterne:

- forsurening
- næringsaltbelastning
- toksicitet over for mennesker.

NO<sub>x</sub> bidrager via sur deposition (omdannelse til salpetersyre) til forsurening med deraf følgende skovskader og korrosion af bygninger og materialer. NO<sub>x</sub> kan føres med vinden over lange strækning og forsurening er derfor en regional effekt.

Forsuring fra NO<sub>x</sub> er beskrevet i LCA-metodegrundlaget (Wenzel et al., 1996) med mulighed for at gennemføre miljøvurdering. Det eksisterende metodegrundlag gør det imidlertid ikke muligt vurderingsmæssigt at skelne geografisk mellem, hvor NO<sub>x</sub> emissionen finder sted. Der er stor forskel på, hvor følsomme de påvirkede områder er. Fx er nordeuropæiske skovområder betydeligt mere følsomme end kalkholdige områder i Sydeuropa. For transport betyder det fx at det ikke er ligegyldigt, om en lastbil kører i Danmark eller i Sydeuropa. Det er heller ikke ligegyldigt, om et skib sejler i

kystnære områder eller på åbent hav. Der er i øjeblikket et metodeudviklingsprojekt i gang for Miljøstyrelsen, som skal redegøre for disse forskelle og foreslå forskellige geografisk bestemte vurderingsfaktorer for forsurening.

NO<sub>x</sub> omdannes til nitrat i vandigt miljø, og dette virker som næringsstof på bl.a. alger (nærings saltbelastning), hvorved algerne opformerer og fører til iltvind. NO<sub>x</sub> føres som nævnt med vinden over lange strækninger og det samme gælder nitratdannelsen, hvis denne sker i floder og kystnære områder. Nærings saltbelastning er derfor en regional effekt.

Nærings saltbelastning fra NO<sub>x</sub> er i lighed med forsurening beskrevet i LCA-metodegrundlaget (Wenzel et al., 1996) med mulighed for at gennemføre miljøvurdering. Som for forsurening gør det eksisterende metodegrundlag det vurderingsmæssigt ikke muligt at skelne geografisk mellem, hvor NO<sub>x</sub>-emissionen finder sted. En overordnet forskel er, om nærings saltbelastning vedrører jordmiljø eller vandmiljø, idet man som regel går ud fra at nærings saltbelastning kun vedrører vandmiljø, hvilket er forkert.

Inden for jord- og vandmiljøet er der stor forskel på, hvor følsomme de påvirkede områder er over for belastningen. For transport betyder det fx at det ikke er lige gyldigt, om en lastbil kører i Danmark eller i Sydeuropa. Det er heller ikke lige gyldigt, om et skib besejler indenlandske vandveje, kystnære områder eller åbent hav. Nærings saltbelastning indgår ligeledes i Miljøstyrelsens metodeudviklingsprojekt, som skal foreslå forskellige geografisk bestemte vurderingsfaktorer for nærings saltbelastning.

I LCA-metodegrundlaget (Wenzel et al., 1996) er beregnet toksicitetsfaktorer for NO, NO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub> med hensyn til mennesker.

#### 4.2.3 SO<sub>2</sub>

Transportens bidrag til de danske SO<sub>2</sub>-emissioner er ca. 9% (Danmarks Miljøundersøgelser, 2000) fordelt med 3% til vejtransport og 6% til anden transport.

Der er altså tale om et mindre bidrag, og når andelen for "anden transport" er højest skyldes det anvendelsen af svovlholdig fuelolie til skibe især (1998 tal). SO<sub>2</sub> giver anledning til miljøeffekterne:

- forsurening
- toksicitet over for mennesker og økosystemer.

Emissionerne af svovldioxid (SO<sub>2</sub>) bidrager ved omdannelse til svovlsyrling (-SO<sub>3</sub>) til forsurening med deraf følgende skovskader og korrosion af bygninger og materialer.

Som nævnt i afsnit 4.2.2 er forsurening beskrevet i LCA-metodegrundlaget (Wenzel et al., 1996), men det eksisterende metodegrundlag gør det ikke muligt vurderingsmæssigt at skelne geografisk mellem, hvor emissionen finder sted. For transportens SO<sub>2</sub>-emission betyder det især noget for skibe, som sejler på åbent hav, da disse skibe som regel sejler med meget svovlholdigt brændstof. Til gengæld er dette problematisk, når skibene sejler kystnært eller i havn. Som nævnt i afsnit 4.2.2 er der i øjeblikket et metodeudviklingsprojekt i gang for Miljøstyrelsen, som skal foreslå forskellige geografisk bestemte vurderingsfaktorer for forsurening.

SO<sub>2</sub> og dens omdannelse til svovlsyring (-SO<sub>3</sub>) har en direkte giftvirkning på mennesker og økosystemer. Yderligere sker der i atmosfæren en omdannelse af SO<sub>2</sub> til sulfater (-SO<sub>4</sub>) på dråbeform (aerosoler) med meget lille diameter (< 1 µm). Disse aerosoler giver ved indånding anledning til samme skadesvirkninger som partikler, idet de deponeres i de yderste lungeforgreninger. Nyeste forskning tyder på, at aerosolerne på grund af at syreindholdet kan have endnu højere skadelighed end fx sodpartikler.

I LCA-metodegrundlaget (Wenzel et al., 1996) er beregnet toksicitetsfaktorer med hensyn til mennesker. Der foreligger dog ingen faktorer for den nævnte aerosoldannelse, og det er et spørgsmål, om ikke den hører under partikkelproblematikken, se afsnit 4.2.1.

#### 4.2.4 HC/VOC

HC dækker over en lang række stoffer, som består af brint- og kulstofatomer. Den kemiske formel er C<sub>x</sub>H<sub>y</sub>. VOC<sup>4</sup> er en bredere betegnelse. Den dækker alle reaktive organiske stoffer, som foruden HC rummer kulbrinte-forbindelser med fx chlor (Cl), nitrogen (N) eller oxygen (O). I samlede emissionsmålinger fra trafikken skelnes som regel ikke mellem VOC og HC, idet den kvantitative forskel på deres totalmængder er lille sammenlignet med måleusikkerheden, dvs. hovedparten af VOC-emissionen er rent faktisk HC. I praksis er emissionskrav og -målinger fra transport opstillet som HC-værdier, men i det følgende vil der mere korrekt blive benyttet betegnelsen VOC.

Transport er en væsentlig bidrager til NMVOC<sup>5</sup>, altså VOC fraregnet methanemissionen. Ifølge (Danmarks Miljøundersøgelser, 2000) er transportens bidrag 46%, fordelt med 37% til vejtransport og 9% til anden transport. Transportens bidrag til methanemission er af størrelsesordenen 0,5%.

De 46% bidrag til NMVOC-emissionen inkluderer ikke brændstoffremstilling. Den brændstofudvinding og -produktion, som finder sted i Danmark, bidrager med 5% af den samlede NMVOC-emission (Danmarks Miljøundersøgelser, 2000) og et rimeligt bud er at transporten står for ca. halvdelen af dette bidrag. NMVOC som følge af dækslitage er heller ikke med i opgørelsen. En svensk reference (Eriksson et al. 1995) har undersøgt dækslid, som måske producerer 2.000-4.500 ton NMVOC om året i Sverige, afhængigt af hvad man antager slidprodukterne afgives som. Hvis man antager, at det for danske forhold svarer til 1.000 - 2.500 tons er det knap 1-2% af den samlede danske NMVOC udledning (143.000 tons i 1998) eller ca. 2 - 5% af vejtransportens bidrag (52.000 tons i 1998).

VOC giver anledning til miljøeffekterne:

- drivhuseffekt
- fotokemisk ozondannelse
- toksicitet over for mennesker og økosystemer.

---

<sup>4</sup> VOC = Volatile Organic Compounds

<sup>5</sup> NMVOC = Non Methane Volatile Organic Compounds  
NMHC = Non-Methane HydroCarbons.

#### 4.2.4.1 Drivhuseffekt

Methan ( $\text{CH}_4$ ), der er den simpleste kulbrinte, er ikke særligt reaktiv. Den væsentligste skadelige effekt af  $\text{CH}_4$  er som klimagas, dvs. bidrag til drivhuseffekten, hvor den normalt opgøres til 25  $\text{CO}_2$ -ækvivalenter. Højere kulbrinter bidrager til drivhuseffekten med færre  $\text{CO}_2$ -ækvivalenter – typisk 2–3. Derfor opgør man også emissionerne uden methan under betegnelsen NMVOC. Methanemission fra transportmidler er temmelig lille, medmindre de kører på natur- eller biogas, men methanemission fra udvinding af brændstof kan være ret stor.

Chlorholdige kulbrinter har en meget høj drivhuseffekt målt i  $\text{CO}_2$ -ækvivalenter – typisk over 1000. Det gælder fx HFC som er et ikke ozonlagnedbrydende alternativ til CFC i bilers airconditionanlæg. CFC har ligeledes et meget højt drivhuseffekt potentiale.

Drivhuseffekt fra VOC er velbeskrevet i LCA-metodegrundlaget (Wenzel et al., 1996). Se i øvrigt 4.2.6 omkring drivhuseffekten.

#### 4.2.4.2 Fotokemisk ozondannelse

VOC indgår med  $\text{NO}_x$  som en slags katalysator i de kemiske reaktioner i atmosfæren, som fører til dannelse af jordnær ozon ( $\text{O}_3$ ), den såkaldt fotokemiske ozondannelse, der bl.a. påvirker landbrugsudbytte og giver sundhedsskader. Methan ( $\text{CH}_4$ ) bidrager kun i meget ringe grad til den proces. Så det er egentlig kun NMVOC, der er interessant i forbindelse med fotokemisk ozondannelse, hvilket er endnu en god grund til at skelne mellem VOC og NMVOC.

Fotokemisk ozondannelse fra VOC er beskrevet i LCA-metodegrundlaget, og i international litteratur findes der oplysninger om en lang række VOC'ers fotokemiske ozondannelsespotentialer, som findes summeret i (Wenzel et al., 1996). Dette giver mulighed for at gennemføre miljøvurdering af den fotokemiske ozondannelse, men det eksisterende metodegrundlag gør det imidlertid ikke muligt vurderingsmæssigt at skelne geografisk mellem, hvor VOC emissionen finder sted. Den fotokemiske ozondannelse finder sted i en kompliceret kemisk balance, hvor der indgår lys, naturligt forekommende OH-radikaler, NO,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{O}_2$  og  $\text{O}_3$ . Fordi lys er en drivende faktor i processen, vil den fotokemiske ozondannelse forventeligt være kraftigere i Sydeuropa end i Nordeuropa.

Der vil også være lokale forskelle, idet man kan opleve, at NO fra biler reducerer ozonkoncentrationen i det indre af (nordeuropæiske) byer, men uden for byen øges koncentrationen. På regionalt plan, hvor de regionale forskelle udviskes, regner man dog med en årlig øgning af ozonkoncentrationen på 1% i jordens nordlige halvkugle. Der er i øjeblikket et metodeudviklingsprojekt i gang for Miljøstyrelsen, som skal redegøre for regionale forskelle, og foreslå forskellige geografisk bestemte vurderingsfaktorer for fotokemisk ozondannelse.

Bidraget til den fotokemiske ozondannelse måles i  $\text{C}_2\text{H}_4$ -ækvivalenter ( $\text{C}_2\text{H}_4$  = ethylen), som beregnes i forhold til om baggrundskoncentrationen af  $\text{NO}_x$  er høj eller lav. I Danmark regner man med lav  $\text{NO}_x$  baggrundskoncentration. Methan bidrager som nævnt kun lidt, og faktoren er 0,007 for både lav og høj  $\text{NO}_x$ . De fleste almindeligt forekommende VOC'er ligger i området 0,3 – 0,6 for lav  $\text{NO}_x$  og 0,3 – 1 for høj  $\text{NO}_x$ . På baggrund af en ældre reference for VOC-sammensætningen af dieselbilers udstødning foreslår (Wenzel et al., 1996) faktoren 0,5 for lav  $\text{NO}_x$  og 0,6 for høj  $\text{NO}_x$ . I nærværende projekt er

VOC sammensætningen for dieselbiler revurderet på baggrund af nyere referencer (se afsnit 4.2 og 4.3), og på baggrund heraf er faktoren 0,4 for lav NO<sub>x</sub> og 0,5 for høj NO<sub>x</sub> beregnet.

Fotokemisk ozondannelse sættes undertiden synonymt med begrebet smog, hvilket egentlig er uheldigt, da den fotokemiske ozondannelse kun er en mulig effekt ud af flere i forbindelse med smog. Smog er som regel en periodisk ophobning af VOC, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> og partikler i byer som følge af vejrlig og lokale geografiske forhold. En forhøjet koncentration af grundbestanddelene til ozondannelse er til stede under smog, men som det er fremgået, er det ikke sikkert, at ozonkoncentrationen øges i selve byen, hvor smoggen er. Derimod har de ophobede stoffer en direkte sundhedsskadelig virkning.

#### 4.2.4.3 Toksicitet

Methan (CH<sub>4</sub>) er som nævnt ikke særlig reaktiv, men NMVOC giver anledning til direkte skadeseffekter på mennesker og miljø (human og økotoksicitet). Der er stor forskel på skadeligheden af de forskellige stoffer, og nogle af de alvorlige, kræftfremkaldende stoffer udgør kun små andele af emissionerne. Den væsentligste skadeseffekt har carcinogenerne, som kun forekommer i ganske små mængder, men som har betydning på grund af skadernes alvorlighed. PAH er også yderst skadelige, men disse binder sig altovervejende til partikler, og derfor er det mere rimeligt at beregne deres toksicitetseffekt som en del af partikkelproblematikken. Dioxin kan ligeledes betragtes som VOC, men anses iflg. (Larsen et al. 1997) ikke for noget problem i forbindelse med transport.

LCA-metodegrundlaget (Wenzel et al., 1996) beskriver en metode til beregning af human og økotoksicitet. Metoden er udviklet som en del af det såkaldte UMIP-projekt. Metoden bygger på traditionelle videnskabelige toksicitetsberegninger af stoffer, men med hensyn til LCA har problemet været at omsætte beregningerne til brugbare effektpotentialer. I UMIP projektet er effektpotentialerne udtrykt ved det volumen (m<sup>3</sup>) luft, vand eller jord et gram af et stof skal fortyndes i, for at det ikke længere har nogen giftvirkning.

Toksicitet er vanskeligt at vurdere i LCA, og UMIP metoden er her ret enestående. I andre internationalt beskrevne LCA-metoder er toksicitet således enten ikke beskrevet, eller indgår som grove eller uigennemskuelige indikatorer. Der er derfor ikke beregnet faktorer for toksicitet i den internationale litteratur som tilfældet er for fotokemisk ozondannelse. Der er beregnet toksicitetsfaktorer for en række stoffer i (Wenzel et al., 1996), men da VOC er en blanding af mange enkeltstoffer, er det ikke muligt ud fra tilgængelige oplysninger at beregne toxfaktorer for VOC'er fra transportmidler. Yderligere varierer VOC-sammensætningen også i forhold til motortype og -teknologi.

I dette projekt er human og økotoksicitet beregnet for de væsentligste VOC'er fra dieseludstødning som ikke findes beregnet i (Wenzel et al., 1996). Det har derved været muligt at forslå toksicitetsfaktorer for VOC i dieselbilers udstødning. Som for den fotokemiske ozondannelse er toksicitetsfaktorerne beregnet for en gennemsnitsblanding af VOC, således at det ikke i en miljøvurdering er nødvendigt at opgøre de enkelte stoffer. Som en del af beregningen er der søgt nyere oplysninger for diesel VOC (BUWAL, 1998). Da der kun er et begrænset antal oplysninger til rådighed, har det ikke været muligt mere specifikt at gå ind på forskellige dieselmotorteknologier, men der

er beregnet for en traditionel og nu gammeldags dieselmotor uden turboladning, filtre etc.

Faktorerne for toksicitet varierer betydeligt i modsætning til faktorerne for fotokemisk ozondannelse, og derfor kan der fortsat være et behov for at belyse VOC-toksiciteten for forskellige motorteknologier. Beregningerne af de foreslåede toksicitetsfaktorer findes i bilag C og de resulterende effektfaktorer (EF) er resumeret i nedenstående tabeller for henholdsvis human toksicitet (ht) og øko toksicitet (et). Selvom VOC udledes til luft (air, a), vil de via nedfald også have en vis toksisk virkning i vandmiljøet (water, w) og jord (soil, s). For økotoksicitet regnes kun med effekter via dette nedfald, og der skelnes yderligere mellem kroniske (cronic, c) og akutte (acute, a) effekter. Human toksicitet dækker både akutte og kroniske effekter:

Human toksicitet af luftemission	EF <sub>hta</sub> m <sup>3</sup> /g	EF <sub>htw</sub> m <sup>3</sup> /g	EF <sub>hts</sub> m <sup>3</sup> /g
Diesel VOC-faktor	13.300.000	0,234	1,17

Økotoksicitet af luftemission	EF <sub>etwc</sub> m <sup>3</sup> /g	EF <sub>etwa</sub> m <sup>3</sup> /g	EF <sub>etsc</sub> m <sup>3</sup> /g
Diesel VOC-faktor	15,7	0	60,7

De beregnede toksicitetsfaktorer vil blive benyttet i casene og ved sammenligning af de vægtede resultater med de øvrige vægtede resultater for drivhuseffekt, forsuring etc. giver dette en indikation af alvorligheden af toksicitet fra VOC.

Danmark Miljøundersøgelser, 2000, har opgjort den samlede VOC-emission fra dansk transport til 65.648 tons, men andelen af godstransport alene er ikke opgjort. Beregnet ud fra VOC-mængden pr. MJ brændstof forbrændt i de motorer, som er lagt ind i UMIP PC-værktøjet (se afsnit 5.1) og ganget med brændstofforbruget pr. transportmiddel (bilag A), er den samlede mængde beregnet til ca. 18.000 tons, hvoraf godstransporten tegner sig for ca. 14%.

Forskellen mellem den beregnede værdi og værdien fra Danmarks Miljøundersøgelser skyldes, at beregningen vedrører transportmidler, som opfylder dagens emissionskrav (EURO2), men da mange ældre transportmidler er i drift, vil VOC-emissionen i realiteten være højere. Fra ovennævnte toxfaktor er følgende normaliserede effektpotentiale beregnet for den danske godstransport alene:

Kategori	PE <sub>WDK90</sub>
Human tox	3.600.000
Økotox	0
Persistent tox	3.600.000

Sammenlignet med det potentielle humane toksicitetspotentiale for partikler (se afsnit 4.2.1) er potentialet for VOC væsentligt mindre; men det er almindeligt anerkendt, at partiklers sundhedsskadelige effekt er større end VOC'ernes med hensyn til transport (Larsen et al. 1997) og (WHO, 1999).

Det fremgår af ovenstående, at yderligere arbejde med vurdering af sundhedsskader fra VOC er påkrævet som grundlag for beregning af LCA-effektfaktorer. Bl.a må man overveje, om VOC's tokseffekt virker meget lokalt. Beregningsmetoden bør desuden detaljeres. Herunder bør der ses på virkningen af katalysatorer og operationaliseres, så den kan anvendes for en



række forskellige typer af lastbiler og skibe og udtrykkes fx pr. tonkm i det omfang, data ikke er tilstrækkeligt opdaterede. Normaliseringsreferencerne skal desuden revideres, da toksicitet fra VOC ikke indgår i de eksisterende referencer (Hauschild et.al. 1996a, b).

#### 4.2.5 CO

Hovedparten af CO-indholdet i luften stammer fra trafikken, specielt benzindrevne køretøjer. Ifølge (Danmarks Miljøundersøgelser, 2000) er transportens bidrag til den danske CO-emission 64%, fordelt med 52% til vejtransport og 12% til anden transport. CO vil ret hurtigt, dvs. i løbet af et par uger, omdannes til CO<sub>2</sub> i atmosfæren og bidrager således indirekte til klimaeffekten, se afsnit 4.2.6.

De helbredsskadelige effekter opstår ved at CO bindes til blodets hæmoglobin og forhindrer iltoptagelsen. Det vurderes ikke sandsynligt, at de CO-koncentrationer, der normalt forekommer i gademiljøet i Danmark, giver anledning til helbredsmæssige effekter, men tomgangskørsel i tæt bytrafik, som giver anledning til forøget CO emission, bør selvfølgelig begrænses.

#### 4.2.6 CO<sub>2</sub>

Transportens bidrag til de danske CO<sub>2</sub>-emissioner er ca. 25% (Danmarks Miljøundersøgelser, 2000) fordelt med 19% til vejtransport og 6% til anden transport. Denne fordeling svarer til energifordelingen af transport i figur 3.4, hvilket ikke overrasker, da energi fra fossile brændsler, som fortsat er det almindeligste, og CO<sub>2</sub>-emission er direkte relateret.

CO<sub>2</sub>-udslippene fra forbrænding af fossile energikilder er den væsentligste bidragsyder til den menneskeskabte klimaeffekt. Da klimaeffekten skyldes en global stigning af CO<sub>2</sub>-koncentrationen i atmosfæren på langt sigt, er det uden betydning, hvor emissionen finder sted. Atmosfærens CO<sub>2</sub>-indhold har også direkte indflydelse på planternes vækst, men effekten er ubetydelig i forhold til de klimaændringer, som menneskeskabte CO<sub>2</sub>-bidrag giver anledning til som følge af atmosfærens opvarmning (drivhuseffekt).

Drivhuseffekten er velbeskrevet i LCA-metodegrundlaget, såvel i (Wenzel et al., 1996) som i andre LCA-referencer. Drivhuseffekten er en global effekt og miljøvurdering heraf på LCA niveau, dvs. første ordensniveau, er nok den mest veldokumenterede af alle effekter. Det er derimod betydeligt vanskeligere at vurdere, hvilke klimaændringer drivhuseffekten vil medføre. Andre drivhusgasser udtrykkes i forhold til CO<sub>2</sub>, dvs. i CO<sub>2</sub>-ækvivalenter.

Frygten for uoverskuelige klimaændringer er grunden til den megen fokus på CO<sub>2</sub> og dermed også på transportens bidrag.

### 4.3 Andre emissioner og parametre

De traditionelle emissionsparametre og deres effekter er vist i tabel 4.4. Foruden disse er der andre emissioner og effekter, som kun i begrænset omfang medtages i beregningsmodeller for transportens miljøbelastning. For nogle af effekterne skyldes dette, at der ikke findes kvantitative beregningsmodeller, som kan håndtere effekterne på en sammenlignelig form med effekterne af de traditionelle parametre. Nogle emissioner medtages ikke, fordi de forekommer i meget små mængder og ikke har pådraget sig

opmærksomhed ved deres skadelighed. Man kan kalde det sporemissioner. Disse andre emissioner og parametre forklares i det følgende, og der vil blive givet en metodemæssig status.

### 4.3.1 Lattergas og ammoniak

Ved forbrænding i otto- og dieselmotorer dannes der små mængder lattergas ( $N_2O$ ) og ammoniak ( $NH_3$ ).  $N_2O$  bidrager til drivhuseffekten med et højt potentiale af  $CO_2$ -ækvivalenter, nemlig 320 og kan derfor være interessant at medregne.  $NH_3$  bidrager som  $NO_x$  til forsurening og næringssaltbelastning, men forekommer i så små mængder, at den næppe er interessant at medtage. Ifølge (Danmarks Miljøundersøgelser, 2000) bidrager transporten kun med nogle få procent til de danske lattergas- og ammoniakemissioner, idet landbruget står for den væsentligste del.  $N_2O$  dannes her ved bakteriel omdannelse af kvælstof i jorden, og da dette også finder sted i naturen, men mindre intensivt, emitteres  $N_2O$  også fra naturen.

### 4.3.2 Tungmetaller

Fra spormineraler i brændslet og slitage på asfaltbelægninger, dæk og bremsebelægninger udledes der metaller, hvoraf tungmetallerne især tiltrækker sig opmærksomhed. Metallerne vil typisk være en del af partiklerne, evt. bundet til disse, eller indgå i organiske eller uorganiske forbindelser. Nogle af tungmetallerne har en så kraftig øko- og humantoksisk virkning, at de kan være interessant at medregne. Dette afsnit omtaler også afgivelse af kobber og organotin fra bundmalinger til skibe.

I det følgende ses der på kviksølv, cadmium, bly, kobber, nikkel og zink. Chrom omtales ikke, da Miljøstyrelsen netop har igangsat en massestrømsanalyse, som forventes afleveret i sidste halvdel af 2001.

#### 4.3.2.1 Brændstoffer, bitumen, dæk og bremsebelægninger

Forbruget af brændstof m.m. til godstransport i 1998 fremgår af tabel 4.5.

Tabel 4.5. Forbrug af brændstof m.m. til godstransport i 1998. Afrundede værdier.

Produkttype	Forbrug tons
Flybrændstof <sup>1)</sup>	44.900
Dieselloolie <sup>1)</sup>	1.380.000
Smøreolie <sup>2)</sup>	10.000
Bunkersolie, diesel <sup>3)</sup>	550.000
Bunkersolie, fuel <sup>3)</sup>	498.000
Bitumen <sup>4)</sup>	233.000
Dæk <sup>5)</sup>	7.100
Bremsebelægninger <sup>6)</sup>	22

Noter:

- 1) Jf. bilag A
- 2) Baseret på (Autohuset Vestergaard. 2000)
- 3) Baseret på (Oliebranchens Fællesrepræsentation. 2000). Det er forudsat, at godstransporten står for 75% af brændstofforbruget
- 4) (Drivsholm et al. 2000). Det er forudsat, at sliddet på vejbelægningerne udelukkende skyldes godstransport
- 5) Baseret på (Plovsing, Sørensen. 1999), (Peter. 2000) og (Skovgård. 2000)
- 6) Baseret på (Westerlund. 1998).

Det ses, at forbruget af diesellole er langt det største målt i tons. Forbruget dækker vej- og banetransport samt indenrigs søtransport. Vejtransporten er langt den største. Forbruget af bunkersolier til international søtransport er også store.

De forskellige kilders indhold af tungmetaller fremgår af tabel 4.6.

Tabel 4.6. Indhold af tungmetaller i g/ton.

Tungmetal	Flybrændstof g/ton	Diesellole g/ton	Smørelolie g/ton	Bunkersolie, diesel g/ton	Bunkersolie, fuel g/ton	Bitumen g/ton	Dæk g/ton	Bremsebelægninger <sup>6)</sup> g/ton
Kviksølv <sup>1)</sup>	0,0002-0,004	0,0002-0,004	0,001-0,005	0,0002-0,004	0,001-0,005	0,01		
Cadmium <sup>2)</sup>	0,0003-0,025	0,0003-0,04	0,0003-0,25	0,0003-0,04	0,0003-0,75	0,0003-0,75	0-6	
Bly <sup>3)</sup>	0,1	0,1	1	0,1	1	5		160-660
Kobber <sup>4)</sup>	0,1	0,1	0,3	0,1	0,3	1,5		77-15.000
Nikkel <sup>5)</sup>	1	1	15-40	1	15-40	50-150		110-120
Zink <sup>2)</sup>							12.000-24.000	130-14.900

Noter:

- 1) (Maag et al. 1996)
- 2) (Drivsholm et al. 2000)
- 3) (Lassen, Hansen. 1996)
- 4) (Lassen et al. 1996a)
- 5) (Lassen et al. 1996b)
- 6) (Westerlund. 1998)

Man ser dæks store indhold af zink og bremsebelægningers forholdsvis høje indhold af bly, kobber, nikkel og zink.

På grundlag af tabel 4.5 og 4.6 er udledningen af tungmetaller fra brændstofforbrug m.v. for godstransport beregnet. Tallene fremgår af tabel 4.7.

Tabel 4.7. Udledning af tungmetaller i kg fra brændstofforbrug m.v. for godstransport i 1998. Tallene er afrundede.

Tungmetal	Flybrændstof kg	Diesellole kg	Smørelolie kg	Bunkersolie, diesel kg	Bunkersolie, fuel kg	Bitumen kg	Dæk kg	Bremsebelægninger kg	Total kg
Kviksølv	0,009-0,2	0,3-5,5	0,01-0,05	0,1-2,2	0,5-2,5	2			3,2-13
Cadmium	0,01-1,1	0,4-55	0,003-2,5	0,2-22	0,1-370	0,07-170	0-43		0,8-670
Bly	5	140	10	55	500	1.200		3,4-14	1.900
Kobber	5	140	3	55	150	350		1,7-330	700-1.000
Nikkel	45	1.400	150-400	550	7.500-19.900	11.700-35.000		2,4-2,6	21.200-57.000
Zink							86.000-171.000	2,8-320	86.000-172.000

Man ser, at de største mængder er zink fra dæk og nikkel fra bitumen og bunkersolie, fuel. I 45.8 er disse udledninger fordelt til luft, vand og jord.

Tabel 4.8.

Udledningen af tungmetaller fra brændstofforbrug m.v. opdelt på recipient, 1998. Afrundede tal.

Tungmetal	Luft <sup>1)</sup> kg	Vand <sup>2)</sup> kg	Jord <sup>3)</sup> kg
Kviksølv	0,9-10	1,2	1,2
Cadmium	0,7-450	0,03-110	0,03-110
Bly	710	580-590	580
Kobber	350	180-340	170
Nikkel	9.600-22.300	5.800-17.500	5.800-17.500
Zink		42.800-86.000	42.800-86.000

Noter:

- 1) Flybrændstof, dieselolie, smørelie og bunkersolie
- 2) 50% af bitumen, 50% af dæk og 50% af bremsebelægninger
- 3) 50% af bitumen, 50% af dæk og 50% af bremsebelægninger

Det fremgår, at der udledes forholdsvis store mængder zink til vand og jord og en del nikkel til luft, vand og jord.

Ved hjælp af effektfaktorerne og normaliseringsreferencerne i (Wenzel et al. 1997) er ovennævnte emissioners effektpotentialer for human, øko- og persistent tox beregnet og fremgår af tabel 4.9.

Tabel 4.9. Normaliserede effektpotentialer for brændstofforbrug m.v. for godstransport, 1998.

Kategori	PE
Human tox	7.700-13.300
Økotox	105.000-242.000
Persistent tox	34.200-87.000

Man ser, at effektpotentialerne for økotox og persistent tox fra brændstoffer m.v. er væsentlige i forhold til de sædvanlige effektpotentialer drivhuseffekt, forsurening, fotokemisk ozondannelse og nærings saltbelastning for godstransport. Den væsentligste kilde til økotox og persistent tox er zinkoxid fra dækslid, som går til recipienten vand.

#### 4.3.2.2 Bundmaling

Bundmaling er ofte tilsat antifoulingsmidler. Dvs. de indeholder stoffer, som er toksiske over for de organismer, som man ønsker at begrænse. Der findes forskellige stoffer til denne anvendelse.

Godstrafikken i de danske ferske vande vurderes at være yderst beskedent. Frigivelsen af stoffer fra bundmaling på skibe med gods betragtes i det følgende udelukkende for de marine områder.

#### Organotinforbindelser

Triorganotinforbindelser anvendes til antifoulingsmidler, pesticider eller imprægneringsmidler. Andre organismer end "target-organismerne" kan også være sensitive over for disse forbindelser. Fx er der målt signifikante effekter på kønsudviklingen hos purpurneglen *Nucella lapillus* ved koncentrationer af tributyltin (TBT) på ned til 0,001µg/L (Lassen et al. 1997).

Indholdet af organotin i havvand i trafik- og lystbådehavne var i 1992 op til 4 gange højere end baggrunds niveauet i Kattegat, mens niveauet i værftshavne var 2-8 gange højere end baggrunds niveauet (Mortensen. 1993).

Koncentrationen af organotin i sedimentet var 1.000 til 10.000 gange højere end koncentrationen i vandfasen, og i værftshavne var koncentrationen mere end 100 gange så stor som baggrundsniveauet i sedimenter fra Kattegat (Lassen et al. 1997).

Der er beregnet en gennemsnitlig emissionsrate for organotin for skibe på 0,8-2  $\mu\text{g}$  pr.  $\text{cm}^2$  pr. dag, svarende til 15-49  $\mu\text{g}$  pr.  $\text{m}^2$  pr. km fra skibe malet med tinholdige midler (Lassen C. et al. 1997). Samme rapport har angivet en sammenhæng mellem skibenes "våde overflade" og bruttoregister tons. Den samlede emission af organotin til de indre danske marine farvande anslås til 0,6-4,9 tons organotin/pr år svarende til 0,2-1,4 tons tin (Lassen C. et al. 1997).

"Indre danske farvande" afgrænses af en linie fra Grenen til den svenske kyst nord for Gøteborg, og mod øst af en linie stik syd fra Trelleborg i Sverige til Tyskland.

Fremover vil emissionen udelukkende ske til havet, da organotinforbindinger til bundmaling i dag kun er tilladt til både over 25 meter, som sejler i saltvand. En del af sejladsen i de indre danske farvande er færger, som næsten udelukkende fragter personer. Færgernes andel af den "sejlende vådoverflade" er 12% (Lassen C. et al. 1997). Med en antagelse om, at de resterende 88% er sejlads med gods, udleder disse 0,53-4,3 tons organotin/år, svarende til 0,18-1,2 tons tin til havmiljøet i de indre danske farvande.

Ved hjælp af effektfaktorerne og normaliseringsreferencerne i (Wenzel et al. 1997) er ovennævnte emissioners effektpotentialer for human, øko- og persistent tox beregnet og fremgår af tabel 4.10.

Tabel 4.10. Normaliserede effektpotentialer for organotin fra bundmaling

Kategori	$PE_{\text{WDK90}}$
Human tox	0
Økotox	10.100-82.000
Persistent tox	3.150.000-25.600.000

Det ses, at effektpotentialet for den persistente tox er endda særdeles stor - også i forhold til de sædvanlige effektpotentialer for godstransport. Både økotox og persistent tox er væsentlige.

#### *Kobberforbindelser*

Kobber er et mikronæringsstof, som levende organismer har brug for i små mængder. Men i større mængder er det giftigt.

Baggrundskoncentrationer er 0,5-1,5  $\mu\text{g}/\text{L}$  i havvand og 25-35 mg/kg tørvægt i danske sedimenter (Madsen T. 1999). I danske havne og tilstødende områder er der fundet forhøjede koncentrationer på op til 18.000 mg/kg tørvægt i sedimentet og op til 13  $\mu\text{g}/\text{L}$  i vande (Madsen T. 1999).

Biotilgængeligheden er meget afhængig af pH, saltholdighed, indhold af organisk stof m.m.

Søpindsvin er meget følsomme over for kobber i vandet. Der er vist effekter på forplantning og udvikling ved kobberkoncentrationer på kun 3  $\mu\text{g}$  Cu/L (Madsen T. 1999). Dvs. lavere end de fundne koncentrationer i nogle havneområder.

For bundlevende organismer er der fundet en LC50 for krebsdyr på 164 mg Cu/kg tørvægt i sedimentet i 10 dage (Madsen T. 1999). Det er ligeledes lavere end koncentrationer målt i havne.

En væsentlig ingrediens i bundmalinger er kobber 20-40 vægtprocent af malingerne udgøres normalt af kobber, som har en bredspektret giftvirkning over for alger og vandlevende organismer (Miljøstyrelsen - Kontoret for Biocid- og Kemikalievurdering. 2000).

Frigivelsen fra skibsmalingen er ca. 0,01 mg kobber pr. cm<sup>2</sup> pr. dag (Miljøstyrelsen - Kontoret for Biocid- og Kemikalievurdering. 2000). Bruges samme antagelse som i arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen om organotinforbindelser om gennemsnitlig sejlads pr. skib på 150.000-200.000 km pr. år (Lassen C. et al. 1997), frigives der ca. 0,2 mg kobber pr. m<sup>2</sup> pr. km fra de skibe, der er behandlet med kobberholdige bundmalinger.

Der anvendes 200-250 tons kobber i bundmalinger pr. år til danske skibe over 25 meter (Lassen et al. 2000). For tin gælder, at der anvendes 40-60 tons organotin/år i Danmark til skibe over 25 meter. Frigivelsen på 0,6-4,9 tons/år svarer til 1-12,3% af anvendelsen. Bruges de samme forhold for kobber, udledes mellem 2 og 31 tons kobber pr. år.

Idet transport af gods antages at tegne sig for ca. 88% af den samlede transport, kan frigivelsen hidrørende fra godstransport på denne måde beregnes til 1,8-27 tons/år. Dette interval er meget stort.

En tidligere massestrømsanalyse for kobber angiver, at der fra alle slags typer skibe blev frigivet 18-26 tons kobber/år til de danske farvande inklusive ferskvand (Lassen C. et al. 1996).

På grundlag af dette skønnes det, at frigivelsen af kobber til de indre danske salte farvande fra godstrafikken er mellem 9 og 23 tons/år. Ved sammenligning med kobberemissionen fra brændstoffer m.v., tabel 4.7, ses, at denne udledning fra skibe til vand er omkring 100 gange større.

Ved hjælp af effektfaktorerne og normaliseringsreferencerne i (Wenzel et al. 1997) er ovennævnte emissioners effektpotentialer for human, øko- og persistent tox beregnet og fremgår af tabel 4.11.

Tabel 4.11. Normaliserede effektpotentialer for kobber fra bundmaling.

Kategori	PE <sub>WDK90</sub>
Human tox	0
Økotox	244.000-620.000
Persistent tox	63.000-161.000

Det ses, at for økotox og persistent tox er effektpotentialerne omkring dobbelt så store som for brændstoffer m.v. De er også væsentlige i forhold til de sædvanlige effektpotentialer for godstransport.

#### 4.3.2.3 Sammenfatning

Det er væsentligt fremover også at medtage effektpotentialerne for human, øko- og persistent tox hidrørende fra tungmetallindholdet i brændstoffer m.v. og bundmaling til skibe. Disse effektpotentialer skal så også indgå, når normaliseringsreferencerne beregnes. Her er effektpotentialerne beregnet på landsplan; beregningsmetoden bør detaljeres og operationaliseres, så den kan

anvendes for en række forskellige typer af lastbiler og skibe og udtrykkes fx pr. tonkm. Under dette arbejde bør de gjorte antagelser verificeres.

I de emissionsoplysninger, der findes om metaller fra forbrændingsmotorer, er det ikke oplyst hvilken form metallerne findes på, fx bundet til partikler, som rene partikler eller i kemiske forbindelser. Disse oplysninger er essentielle for en detaljeret toksicitetsvurdering af metalemissionerne, og der er et behov for at få dette belyst.

### 4.3.3 Ressourcer

Transportens energiforbrug bruger ressourcer af fossile brændsler, dvs. især råolie, men også kul og naturgas til fx elektricitetsprodukt for togdrift og fremstilling af transportmidler eller til produktion af brændstof. Materialer til fremstilling af transportmidler og infrastruktur forbruger ressourcer af metaller og mineraler samt fossile ressourcer (plast i biler og bitumen til veje). Transportens energiforbrug i form af brændstof og elektricitet til drift oplyses traditionelt som tilfældet er for de traditionelle emissioner. Sigtet hermed er sjældent en ressourcevurdering, men snarere en økonomisk vurdering eller i mangel af emissionsoplysninger som indikator for miljøbelastningen.

En metode til vurdering af ressourceforbruget er beskrevet i LCA-metodegrundlaget (Wenzel et al., 1996), hvilket gør det muligt at lade ressourceforbruget indgå i en miljøvurdering, og oplysninger herom bør medtages som parameter. Ressourceforbruget gennemgår en normalisering og vægtning på lignende måde som for emissionsmængden (se afsnit 4.1.1), idet man som normaliseringsreference benytter det årlige forbrug af den pågældende ressource pr. indbygger i verden i referenceåret 1990. Som vægtningsfaktor dividerer man med ressourcens forsyningshorisont, forstået som det antal år kendte og økonomisk rentable reserver rækker med nuværende forbrug. Dette er ikke det samme som en teoretisk forsyningshorisont, som fx kan basere sig på en målt eller estimeret totalmængde af ressourcer i jordskorpen. Der skelnes i UMIP-metoden ikke mellem fornyelige og ikke-fornyelige ressourcer, og på den måde indgår overforbrug af fornyelige ressourcer i vurderingen.

Enheden for ressourcevurderingen som beskrevet ovenfor (normalisering og vægtning) er personreserve,  $PR_{W90}$ , og den udtrykker andelen af de kendte reserver af den pågældende ressource, som hver verdensborger råder over. Selvom enheden minder om enheden for miljøvurderingen, nemlig den målsatte personækvivalent ( $PE_{WDK2000}$ , se afsnit 4.1.1) er resultatet af miljø- og ressourcevurderingen ikke sammenlignelige, og resultaterne må præsenteres for sig. Det er selvfølgelig et problem, at alvoren af et ressourcetræk og en emission ikke kan sammenlignes direkte, og det er en problemstilling man bl.a. arbejder med som videreudvikling af UMIP-metoden. Man kan dog sige, at forbrug af fossile ressourcer står i relation til miljøproblemerne ved deres afbrænding.

Erfaring fra andre processer med et stort energiforbrug i driftsfasen, fx ventilationsprocesser (Frees, 2000), viser, at brændselsressourcerne selvfølgelig dominerer. Men begrænsede ressourcer som zink, kobber, nikkel og mangan kan godt fremvise synlige værdier, når de vægtes, selvom de i forhold til brændselsressourcerne kun bruges i yderst små faktuelle mængder. De nævnte metaller benyttes alle i transportmidler i større eller mindre grad, heraf mangan i stållegeringer. Stål og aluminium betragtes ikke som ressourcemæssigt problematiske.

Fossile brændstofressourcer omsættes ved forbrænding til især kuldioxid og vand og går dermed tabt. Derimod kan forbruget af metaller, mineraler og fossile materialeressourcer i høj grad begrænses ved genvinding af transportmidler, veje og anlæg.

#### 4.3.4 Støj

Transport udvikler støj, og støj er en miljøparameter, som kan genere mennesker (og dyr) og som er i fokus. Standarder og beskrevne procedurer giver ingen anvisninger på håndtering af støj inden for LCA andet end som en parameter der kan medtages (ISO, 1998) (SETAC, 1993). Vurdering af støjbelastningen fra potentielt støjbelastende projekter som vej- og banebygning indgår traditionelt som en del af krævede VVM-undersøgelser (Vurdering af Virkninger på Miljøet), hvor man fx vurderer, hvor stort et areal, og evt. hvor mange mennesker der påvirkes af støj over en vis styrke fra vej eller bane.

VVM-baserede støjdata indgår undertiden i LCA-undersøgelser, men giver ikke et tilstrækkeligt grundlag, hvis man er interesseret i at relatere støjen til transporten af konkrete produkter eller ydelser, og på et kvantitativt grundlag at kunne sammenligne støjgener fra transport med støjgener fra andre aktiviteter. Støj er derfor yderst vanskelig at vurdere i LCA.

##### 4.3.4.1 Støjturdering i LCA-metodeudvikling

Støj indgår som en del af den danske Miljøstyrelses metodeudviklingsprojekt for LCA, (Nielsen og Laursen, 2000).

Det nævnte metodeudviklingsprojekt er en videreudvikling af UMIP-projektet (Wenzel et al., 1996). I forhold til denne metode foreslås støjbelastning målt i *timer pr. person* som en/flere personer er udsat for af generende støjbelastning fra en proces. Støj udtrykkes derved i samme enhed som arbejdsmiljøeffekter i UMIP-metoden. I det følgende vil enheden timer pr. person blive kaldt "*persontimer*". I forhold til en ydelse eller et produkt er støjbelastningen summen af persontimer fra de enkelte processer i produktets eller ydelsens livsforløb.

Støj måles mest enkelt i forhold til en bestemt afstand fra en (stationær) punktkilde. Med dette udgangspunkt kan antal persontimer udtrykkes ved:

$$NN_d = P_d \cdot T_{\text{proc}} \cdot NNF_{L_p} \quad (1)$$

hvor

$NN_d$  (noise nuisance) er generende støj i afstanden  $d$  fra kilden [h]

$P_d$  er antal personer i afstanden  $d$  fra kilden [dimensionsløs]

$T_{\text{proc}}$  er varigheden af støj processen [h].

$NNF_{L_p}$  er en faktor for generende støj specifik for det aktuelle støjniveau,  $L_p$  i forhold til baggrundsstøjniveauet [dimensionsløs].  $NNF_{L_p}$  bestemmes empirisk, og et eksempel er givet i (Nielsen og Laursen, 2000). Støj under 45  $dB_A$  regnes ikke som generende.

Når man generelt skal opgøre, hvor mange mennesker der er generet af støj fra en punktkilde, kan dette gøres ved at arbejde med støj isobarer rundt om punktkilden, dvs. koncentriske cirkler med forskellig afstand og tælle op, hvor



mange mennesker der er påvirket mellem hver af ringene. Ringene optegnes indtil en afstand, hvor støjen ikke længere er generende, idet støjniveauet falder med afstanden til kilden. Isobarerne repræsenterer en forenkling, idet støjens dæmpning afhænger af mange faktorer, så som landskab, tilstedeværelse af bygninger, vind, støjkarakteristik, m.fl.

Når støjilden bevæger sig, som tilfældet er for transport, kompliceres forholdene. Men det viser sig, at udtrykket (1) kan benyttes sammen med ideen om støjisobarer på strækninger, hvor man kan antage, at landskab og befolkningstæthed er ensartet. Yderligere må man antage, at transportmidlets hastighed er konstant, og at der kan benyttes et maksimalt lydniveau, fx 10 m fra vejens eller banens centerlinie (hvor man normalt har støjmaksimum ved kilden, dvs. i centrum af isobarerne).

Kravene til ensartethed af landskab, befolkningstæthed og transportmidlets hastighed gør, at man - for at få rimeligt repræsentative resultater - må sammensætte transportstrækningen af flere delstrækninger afhængigt af vejtype, fx motorvej med høj hastighed gennem tynd befolkning, landevej med lidt lavere hastighed gennem lidt tættere befolkning samt veje i byer med lav hastighed gennem tæt befolkning. Denne måde at sammensætte et transportscenarie på er imidlertid ikke fremmed i forhold til LCA-vurdering af transport i øvrigt (stedspecifikke faktorer<sup>9</sup>). Den praktiseres i såvel TEMA- som UMIP-værktøjet, (Trafikministeriet, 2000) og (Miljøstyrelsen, 1999).

(Nielsen og Laursen, 2000) har udviklet en regnearksmodel, som kan beregne generende støj fra vejtransport udtrykt i "persontimer" eller personsekunder. Med UMIP-metodens terminologi kaldes effekten "noise nuisance impact potential", NNIP, hvilket på dansk betyder potentielle støjgener. Nøgleenheden i modellen er *kg transporteret gods*. Input-parametre er transportafstand, hastighed, biltype (varebil, lille og stor lastbil), vejtype (3 slags) og områdetype (5 slags, fx by og land). Resultatet udtrykkes altså i NNIP pr. transporteret godsmængde i kg.

Det at modellen benytter transporteret vægtmængde (kg) som nøgleenhed gør, at der er gode muligheder for at lade NNIP indgå i enhedsprocesdata for vejtransport for miljøeffektberegning på linie med andre af UMIP-metodens miljøeffekter. Det burde være muligt at oplyse NNIP-data i såvel UMIP som TEMA værktøjet. Som eksempel kan nævnes, at transport af 1 kg gods 1 km med en stor lastbil i bytrafik afstedkommer en støjgener på 0,0076 personsekunder. Det må tages i betragtning, at en stor lastbil kan læsse ca. 24.000 kg gods, så hele lastbilen har en støjbelastning på ca. 180 personsekunder. Der vil ikke være samme linearitet ved samtidig trafik af flere lastbiler, men det kan håndteres af modellen.

NNIP svarer resultatmæssigt til det LCA-vurderingstrin som kaldes karakterisering, eller beregning af potentielle miljøeffekter (se afsnit 4.1) Der er endnu ikke foreslået normalisering og vægtning, således at støjbelastningen kan udtrykkes i personekvivalenter, PE, der vil være det endelige resultat af UMIP-metoden.

#### 4.3.5 Organiske syrer

En vis andel af syreindholdet i luften stammer fra organiske syrer, (Larsen et al. 1997). Myresyre og eddikesyre forekommer på dampform, og er de organiske syrekomponenter, der optræder i de største koncentrationer. Data

tyder på, at trafikforurening næppe har nogen indflydelse på niveauerne af disse stoffer i luften.

På denne baggrund foreslås det i LCA-sammenhæng ikke at gøre noget ved organiske syrer foreløbig.

#### 4.3.6 PAN (peroxy-acetylnitrat)

Fotokemisk luftforurening omfatter en række oxyderende forbindelser, hvoraf ozon er den vigtigste, (Larsen et al. 1997). En mindre væsentlig, men undertiden omtalt forbindelse, er PAN (peroxy-acetylnitrat).

PAN har stort set samme virkninger som - og dannes sideløbende med - ozon, men i væsentligt mindre mængder. PAN:ozon forholdet ligger som regel i intervallet 1: 0,04-0,2. Der foreligger ingen relevante danske undersøgelser af luftens indhold af PAN, men stoffet anses for at være underordnet i forhold til ozon. Stoffet er mindre potent end ozon med hensyn til luftvejseffekter. Fra et sundhedsmæssigt synspunkt vurderes PAN at være af ringe betydning.

På denne baggrund foreslås det i LCA sammenhæng ikke at gøre noget ved PAN foreløbig.

#### 4.3.7 Dioxin

Udledning af dioxin fra køretøjer er hovedsagelig knyttet til chlor- og bromadditiver anvendt i blyholdig benzin, (Hansen et al. 2000). Forbrænding af diesel- og fuelolie giver dog anledning til en vis udledning af dioxin. I tabel 4.12 er vist emissionsfaktorer og udledt mængde af dioxin for godstransport.

Tabel 4.12. Emissionsfaktorer og emission af dioxin hidrørende fra brændstofforbrug til godstransport i 1998.

Brændstoftype	Emissionsfaktor <sup>1)</sup> ng I-TEQ <sup>2)</sup> /kg	Mængde i 1998 tons/år	Mængde i 1998 g I-TEQ/år
Dieselolie	0,03	1.382.436	0,04
Bunkersolie, diesel	1	548.730	0,5
Bunkersolie, fuel	4	497.595	2,0
Sum			2,6

Noter:

1) (Hansen et al. 2000)

2) I-TEQ = International Toxicity Equivalents

Den årlige dioxinudledning for godstransporten kan anslås til 2,6 g I-TEQ/år. Det ses, at især forbrændingen til søs af fuelolie giver anledning til udledning af dioxin. Til sammenligning var den totale udledning for hele Danmark i 1998 på 11-180 g I-TEQ. Dette betyder, at godstransporten står for 1,4-24% af udledningen.

P.t. er der ikke udviklet effektfaktorer for dioxin. Det anbefales hermed at gøre dette samt operationalisere resultaterne, da dioxin er et ekstremt giftigt stof, og da godstransportens andel af den totale udledning i Danmark sandsynligvis er væsentlig.

### 4.3.8 Arealanvendelse

Trafikens infrastruktur, dvs. veje og bygninger, omdanner landskabet og lægger beslag på natur- og nytteområder. Trafikkens indirekte aktiviteter, så som råvareudvinding og bortskaffelse omdanner landskabet ved minedrift etc. eller lægger beslag på areal til affaldsdeponi. Sidstnævnte problem bliver mindre i takt med øget genvinding, hvor især dæk har udgjort et problem. Men der er fortsat problemer med restaffald fra genvindingskæden, så som shredderaffald, PVC-holdigt affald, tungmetalholdigt affald etc. Arealanvendelse, som medfører hindring af vandstrømme i vandløb og hav med deraf følgende videre miljøkonsekvenser er et område i fokus, men denne ødelæggelse kan kontrolleres ved at stille krav til byggeriet.

#### 4.3.8.1 Arealanvendelse i LCA-metoder og metodeudvikling

Arealanvendelse (land use) er et område som behøver metodeudvikling inden for LCA. Standarder og beskrevne procedurer giver ingen anvisninger på håndtering af arealanvendelse andet end som en parameter, der kan medtages (ISO, 1998) og (SETAC, 1993). (Wenzel et al. 1996) forholder sig kun indirekte til arealanvendelse i form af affaldsmængder, som deponeres.

Det såkaldte LCA-GAPS-projekt, et europæisk LCA-metodeudviklingsprojekt finansieret af Erhvervsfremme Styrelsen, har arealanvendelse med som parameter. Der er endnu ikke offentliggjort dokumenter fra denne del af LCA-GAPS-projektet. Et sammendrag af problematikken for vurdering af arealanvendelse er beskrevet i det følgende.

Der er to hovedelementer i arealanvendelse:

1. Omdannelse af et landareal fra en tilstand til en anden
2. Beslaglæggelse af et landareal i en periode (typisk et antal år).

(Frischknecht et al. 1996) inddrager omdannelse af landarealer ved at inddele det landskabelige areal i 4 kategorier, nemlig natur, modificeret, kultiveret og bebygget (herunder veje og miner). Dette kombineres med det tidsmæssige perspektiv ved at vurdere, hvor stor en arealmængde for en given aktivitet der gennem en tidsperiode er omdannet fra fx "modificeret" til "bebygget" og hvor stor en del af denne bebyggelse som efter endt brug over en tidsperiode omdannes til fx "kultiveret".

De nævnte elementers omdannelse og beslaglæggelse fortæller imidlertid ikke noget om miljøeffekterne ved arealanvendelsen. For ikke at få overlapning til allerede beskrevne miljøeffekter fra den menneskelige aktivitet på de anvendte arealer, så som økotoksicitet fra pesticider eller emissioner fra vejtrafik, er det foreslået at afgrænse miljøeffekterne til de fysiske forandringer, som er direkte følger af arealanvendelsen. Fysiske forandringer kan være ændring i plante- og dyreliv, ændring af jordoverflade, ændret vandfiltrering til grundvand, ændringer af fordampningsforhold m.fl.

Der synes at være en fokus på plante- og dyreliv i arealanvendelsesproblematikken, hvor man beskriver biodiversitet og sjældenhed af arter. (SimaPro, 2000) har søgt at inddrage dette aspekt i deres miljøvurderingsmodel Eco-indicator '99 ved at beregne den procentvise ændring af antallet af udvalgte planter pr. km<sup>2</sup> pr. år ved arealomdannelse fra en tilstand til en anden. Fremgangsmåden må opfattes som et forslag mere end som en færdigudviklet metode, men tankegangen er i samme retning som den, der på nuværende tidspunkt ligger i LCA-GAPS projektet.

### 4.3.9 Barriere-effekt

Udgangspunktet for vurdering af trafik anlægs barriere-effekt bør være menneskers og dyrs ønskede bevægelsesmønstre. Jo større afvigelse herfra, desto større barrierevirkning, (Tørsløv et al. 2000). Barrierevirkningen skyldes dels anlæggenes fysiske tilstedeværelse og dels trafikken på anlæggene.

Her skelnes mellem effekten for mennesker og effekten for flora og fauna.

#### 4.3.9.1 Mennesker

Veje og jernbaner er anlagt for at hjælpe mennesker, så transporten fra et område til et andet gøres lettere. Set fra den vinkel kan en vej fjerne den barriere, som fx en mark eller et skovområde ville have udgjort for trafikanten.

For andre kan trafik anlægget og dets trafik derimod virke som en barriere.

Barrierevirkningen er afhængig af bredden, hastigheden, trafikken, oversigts- og passagemuligheder, mens krydsningsbehovet er afhængig af omgivelserne: Boliger, forretninger, rekreative områder mv. Krydsningsbehovet er størst i byerne.

#### 4.3.9.2 Vejen/jernbanen som fysisk barriere

Udbygning af vej- og jernbanenettet betyder en opsplitning af landskabet. Vejenes indpasning i landskabet har ændret sig radikalt. Tidligere fulgte vejnettet landskabets topografi. De stadigt forbedrede tekniske muligheder for jordflytning har betydet, at vejene i stigende grad har løftet sig ud af landskabet, så nye veje oftest ligger i afgravning eller på dæmning. Dette har sammen med højere hastigheder og forøget trafikmængde på nye veje betydet en markant øgning af barriereeffekten i forhold til tidligere. Af tekniske årsager har jernbanerne altid været anlagt ude af landskabets topografi. Til gengæld er trafikmængden her væsentlig mindre og mere regelmæssig (Salvig et al. 1997).

Uden trafik kan mange anlæg krydses overalt. Dermed udgør disse anlæg ingen fysisk barriere. Men anlæg, som er anlagt ude af terræn, er indhegnede eller forbudt at krydse udgør en fysisk barriere i sig selv. Det gælder primært motorveje, jernbaner og motortrafikveje, som det er forbudt at krydse uden for afmærkede steder. Disse anlæg krydses via tunneler, broer eller jernbaneoverskæringer. Derved undgås trafikuheld på grund af krydsning.

Til gengæld udgør anlæg en fuldstændig barriere, hvis *ikke* der er passagemuligheder. Barrieren gælder for trafikanten, der må køre en omvej for at komme over - og på - disse anlæg. Det gælder for dem, der vil krydse disse anlæg uden for vejene - for eksempel for at komme til et rekreativt område - og det gælder for landmanden, hvis jord er blevet delt af anlæggene.

Det vurderes, at den fysiske barrierevirkning i forhold til trafikintensiteten for jernbaner udgør ca. 95% og for statsveje ca. 90%. For de øvrige anlæg udgør den fysiske barriere kun ca. 5%. Godt 60% af statsvejene er motorveje og motortrafikveje. Ca. 25% af trafikken afvikles på statsvejene.

I en tidligere rapport vurderes det, at den fysiske barrierevirkning for mennesker fra motorveje, jernbaner og motortrafikveje udgør godt 20% af den samlede barrierevirkning fra transportsektoren (COWIconsult. 1992). Dette tal er nok i overkanten. Statsveje og jernbaner udgør kun 5,4% af det samlede transportnet. Motorveje og motortrafikveje ligger typisk uden for byområder,

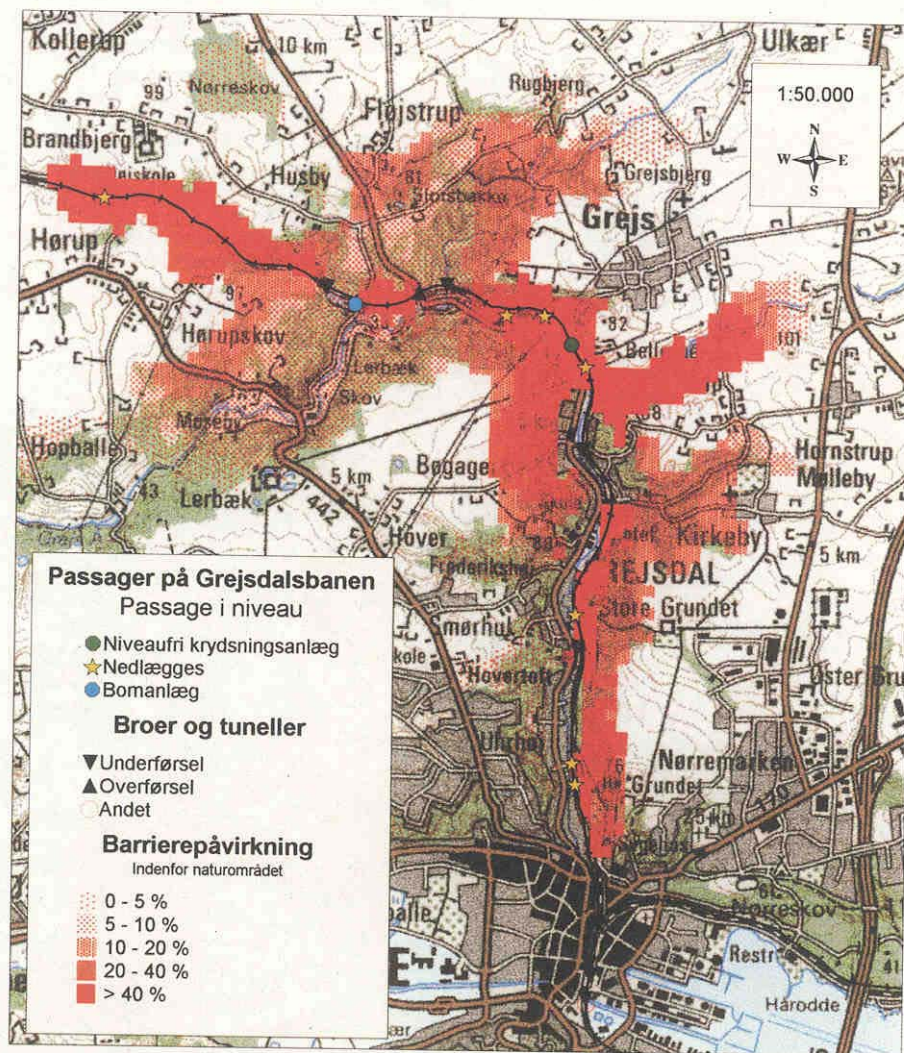
hvor krydsningsbehovet ikke er så stort. Dermed skønnes barriereeffekten af anlæggenes fysiske tilstedeværelse snarere at være ca. 10% af den totale barrierevirkning fra transportsektoren.

Forskningscentret for Skov & Landskab har lavet en GIS-baseret model for barriere-effekten af trafik anlæg, (Kaae et al. 1998), (Skov-Petersen. 1999). Modellen skønnes anvendelig for hovedfærdselsårer uden for byområder. Det er rimeligt i denne sammenhæng, da godstransporten hovedsagelig benytter disse anlæg.

Modellen beregner tabet af tilgængeligt område, fx natur, som følge af barrieren. Man ser på, hvor langt kan man gå på typisk ½ time med og uden barriere. Transporten foregår i fugleflugtslinie. Alle barrierer er som udgangspunkt 100% barrierer. Barriererne er jernbaner og amts- og statsveje uden for byområder. Passagemuligheder regnes som huller i barrieren.

Input i modellen ved beregning af tabet af tilgængelig natur som følge af en barriere er angivelse af beboelsesområder og naturområder. Det antages, at beboelsesområder bebos jævnt af fx 1.200 personer/km<sup>2</sup>, og at ingen bor i naturområder. Udgangspunktet kan dels være folks hjem og dels naturområder, hvor tabet af sammenhæng belyses.

Output kommer dels i form af kort med farveangivelser for berørte områder, se figur 4.4, dels i form af tal for antal personer, som har mistet adgang til bestemte typer områder eller mistet tilgængeligt areal i et område. Output udtrykker en difference mellem forholdene med og uden barrierer og kan udtrykkes i %, hektar eller antal personer.



Kort 2.6b. Ændringer i tilgængelighed indenfor et natur område udtrykt som forholdet mellem det tilgængelige naturareal (i %) med og uden barrierer. Nedre Grejsdal, Vejle amt. Nedlagte passager fjernet fra beregningen.

Figur 4.4. Afbildning af barriere-effekt, (Kaae et al. 1998).

Modellen vil kunne anvendes ved brug af stedspecifikke faktorer i LCA-sammenhæng. Det vil dog være nødvendigt med en detaljering og operationalisering.

#### 4.3.9.3 Trafikken som barriere

Barrierevirkningen fra trafikken er knyttet til sandsynligheden for at komme til skade ved passage af anlægget. Det giver utryghed og kan i mange tilfælde bevirke, at folk ikke tør krydse anlægget, eller at de forbyder deres børn at gøre det. Sandsynligheden for at komme til skade er knyttet til trafiktheden og til køretøjernes hastighed.

Der findes modeller, som forsøger at sætte tal på barriereeffekter af veje og jernbaner. Vejdirektoratet har en model udviklet til anvendelse i bymæssige områder, (Vejdirektoratet. 1989). Modellen tager udgangspunkt i årsdøgnstrafikken, gennemsnitshastigheden, kørebanebredden og andelen af lastbiler over 2 tons. Beregningsmodellen lyder:

$$\text{Barrierevirkning} = 0,1 * \sqrt{\text{ÅDT}} * \left(\frac{V}{50}\right)^3 * \frac{Kb}{8} * (1,87 * La + 0,63)$$

hvor

ÅDT= årsdøgnstrafikken [gennemsnitligt antal biler pr. døgn]

V= gennemsnitshastighed i km/t

Kb= kørebanebredden i m (sammenlignet med en standardbredde på 8 m)

La = andelen af lastbiler > 2 tons

Resultater over 15 tildeles værdien 15. Den beregnede barrierevirkning ligger mellem 0 og 15 inddelt i 4 klasser:

- <5½ Ubetydelig eller lille
- 5½-9 Moderat
- 9-15 Stor
- >15 Uovervindelig

Modellen kan anvendes i bymæssig bebyggelse, men modellens beregnede resultater for veje i det åbne land har vist sig at være anderledes end de oplevede psykiske barriereeffekter for de samme veje bestemt ved interviews (Kaae et al. 1998). De lokale beboeres daglige erfaringer med de enkelte vejanlæg har stor betydning for den oplevede barriereeffekt (Kaae et al. 1998). Det er endnu ikke lykkedes at lave brugbare modeller for barriereeffekt af anlæg som ikke er en 100% barriere (Skov-Petersen. 2000).

Modellen vil kunne anvendes ved brug af stedspecifikke faktorer i LCA-sammenhæng. Det vil dog være nødvendigt med en detaljering og operationalisering.

#### 4.3.9.3.1 Uheld som et udtryk for barriereeffekt

Et umiddelbart mål for trafikken som barriere kan være antallet af tilskadekomne under forsøg på at krydse et anlæg, se tabel 4.13. Dette udtryk inkluderer både trafiktæthed, køretøjernes hastighed og krydsningsbehovet.

Tabel 4.13. Uheld for krydsende fodgængere og køretøjer i 1998 (Danmarks Statistik. 2000).

	Krydsende fodgængere			Krydsende køretøjer, inklusive cykler			I alt		
	I alt	heraf ramt af lastbiler <sup>1)</sup>		I alt	heraf ramt af lastbiler <sup>2)</sup>		I alt	Heraf ramt af lastbiler	
Tilskadekomne	697	28	4%	1.167	82	7%	1.864	110	6%
Døde	52	6,2	12%	53	6,4	12%	105	12,6	12%

1) Antager at lastbiler er involveret i 4% af de tilskadekomne og 12% af de dræbte, da lastbiler er impliceret i 4% af uheld med svage trafikanter (motorcykel, knallert, cykel og fodgænger), men tegner sig for 12% af de trafikdræbte svage trafikanter. Her er kun medtaget krydsende trafik. Totalt blev der i 1998 i lastbiluheld dræbt 88 personer i trafikken.

2) Som 1) men lastbiler tegner sig for 7% af de tilskadekomne.

Af tabellen fremgår, at 1.864 personer i 1998 kom til skade ved at krydse en vej. Heraf døde 105. Lastbilerne, som i nærværende sammenhæng er mest interessant, ramte 110 og dræbte ca. 13 personer i 1998, svarende til henholdsvis 6 og 12%.

Togtrafikken har en meget lav ulykkesfrekvens. Barriere-effekten fra togtrafikken vurderes til at være lav, ca. 5%.

Der er en stor geografisk variation i antallet af uheld. Det er muligt at opdele områderne efter vejtype (motorvej, hovedvej, bivej) og efter byzone/landzone. Denne opgørelse vil være relevant, såfremt man i en LCA regner med stedspecifikke faktorer. Vejsektorens Informations System (VIS) indeholder data om trafikuheld og en lang række vejdata. Data kan opdeles geografisk, da de er bygget op i et GIS-system.

Tabel 4.14. Relativ fordeling mellem byzone og landzone for uheld, personskader og dræbte (Danmarks Statistik, 2000).

Relativ fordeling (%)	I byzone	I landzone
Uheld	59,0	41,0
Personskader	52,9	47,1
Dræbte	28,1	71,9

Af tabellen fremgår, at hovedparten – nemlig knap 60% – af uheldene sker i byerne. Men uheldene i landzonen har langt alvorligere konsekvenser end uheldene i byzonen. Landzonen tegner sig således for kun godt 40% af uheldene, men over 70% af de dræbte. Forskellen skyldes forskel i køretøjernes hastigheder i henholdsvis by- og landzone.

Det er sandsynligt, at den oplevede barriereeffekt er størst for veje med alvorlige ulykker fremfor mindre uheld. Forsøg med miljøprioriterede gennemfarer viser at ombygningen af veje, så hastigheden formindskedes, medfører en stigning i krydsende trafikanter. Det kan ses som et udtryk for, at der i forbindelse med en barriere eksisterer et undertrykt krydsningsbehov. Den øgede krydsning giver flere uheld, men skaderne er mindre på grund af bilernes lavere hastighed, (Kaae et al. 1998).

Antallet af uheld vil kunne bruges i en LCA-sammenhæng, hvis man regner med stedspecifikke faktorer. Dette vil kræve en yderligere detaljering og operationalisering.

#### 4.3.9.4 Sammenfatning

Barriere-effekten af de enkelte trafik anlæg afhænger af anlægstypen, se sammenfatningen i tabel 4.15.



Tabel 4.15 Betydningen af de enkelte anlægstypers fysiske tilstedeværelse i forhold til trafikken.

Betydning af anlæg	Fysisk tilstedeværelse, %	Trafik, %	Andel af vejnettet, km (%) <sup>1)</sup>
Jernbaner	95	5	2.343 (3,2)
Statsveje <sup>2)</sup>	90	10	1.650 (2,2)
Amts- og kommuneveje <sup>3)</sup>	5	95	69.815 (94,6)
I alt	10	90	73.808 (100)

Noter:

- 1) (Andersen. Februar 2000)
- 2) Heraf 900 km motorveje og 145 km motortrafikveje (Trafikministeriet. 2000). Ca. 25% af vejtrafikken afvikles på statsveje (Vejdirektoratet. 2000)
- 3) Heraf også nogle motortrafikveje.

Ca. 10% af barriere-effekten fra transportsektoren for mennesker skyldes anlæggenes fysiske tilstedeværelse, resten kan tilskrives trafikken på anlæggene. Barrierevirkningen fra jernbaner og statsveje, det vil hovedsagelig sige motorveje og motortrafikveje, er primært fra anlæggenes fysiske tilstedeværelse. Trafikken på anlæggene har mindre betydning.

Det er svært at estimere trafikken barriereeffekt. Men antallet af trafikuheld som følge af forsøg på at krydse trafikanlæg kunne være et mål. Dette mål inkluderer krydsningsbehovet.

Vejdirektoratet har udviklet en model, som kan beregne barriere-effekten for bymæssige områder.

Barriere-effekten af de enkelte hovedveje kan uden for byområder beregnes ved hjælp af en GIS-baseret model udviklet af Forskningscentret for Skov & Landskab.

Disse metoder til at karakterisere barriere-effekten vil kunne bruges i en LCA-sammenhæng, hvis man regner med stedspecifikke faktorer. Dette vil kræve en yderligere detaljering og operationalisering.

#### 4.3.9.5 Flora og fauna

I modsætning til barriereeffekten for mennesker optræder barriere-effekten for dyr og planter næsten udelukkende uden for byerne.

Barrierevirkningen er afhængig af bredde, hastighed, trafikmængde, skråningshøjden, eventuelle hegn og passagemuligheder, mens krydsningsbehovet er afhængig af omgivelserne: Skov, vådområde, andre naturområder/spredningskorridorer.

Barriereeffekten kan deles op i den fysiske barriere, som vej og bane udgør, og barrieren fra trafikken på anlægget.

For lavmobile dyr, inklusive padder, betyder vejens fysiske tilstedeværelse 75-80% af barrierevirkningen, for fugle ca. 5%, fx på grund af lysledninger i forbindelse med vejen, og for større pattedyr ca. 20%, (Andersen. 2000). Et meget groft gennemsnit for betydningen af vejenes fysiske tilstedeværelse i forhold til trafikken for alle dyr er 50%, (Andersen. 2000).

Jernbaners barrierevirkning skyldes næsten udelukkende deres fysiske tilstedeværelse.

#### 4.3.9.6 *Vejen/jernbanen som fysisk barriere*

Veje og jernbaner gennemskærer diger, hegn, økologiske spredningskorridorer, ådale og vandløb i landskabet og virker som barrierer. Dyr og planter muligheder for at sprede sig i landskabet og etablere sig i et naturområde forringes.

Næsten alle vejtyper vil udgøre en uoverstigelig barriere for padder, krybdyr og mindre pattedyr samt plantearter med dårlige spredningsevner. En vej igennem et naturområde vil derfor kunne skille en tidligere sammenhængende population i flere genetisk adskilte populationer, hvilket medfører risiko for indavl og nedsat overlevelsessevne. Fx synes tyske vejanlæg at udgøre særdeles store barrierer for halsbåndmus og rødmus, som slet ikke forsøger at krydse veje, (Salvig et al. 1997). Mange vandlevende organismer kan ikke passere rørlagte vandløb. Ved nyere vejanlæg er dette søgt afhjulpet ved hjælp af faunapassager og ledende beplantning/hegn.

Kvaliteten af faunapassagen – størrelse, bevoksning, placering, omgivende ledelinier m.m. – har stor betydning. Her vil det være ønskværdigt med en vurdering for hver enkelt strækning af passagemulighederne i forhold til områdets behov. Der findes, bl.a. (Andersen, Vestergaard. 2000) vurderinger af passagetypernes kvalitet i forhold til forskellige dyrearter.

Nogle steder er der lavet hegn for at øge trafiksikkerheden, bl.a. ved alle motorveje. Det mindsker antallet af trafikdræbte dyr (og mennesker), men de virker som fuldstændige barrierer for større dyr. Det kan for nogle dyrebestande være betydeligt værre at blive isoleret, end at enkelte dyr dør i trafikken (Salvig et al. 1997).

Jernbaner og store veje skal have små stigninger og fald. I kuperet terræn medfører det store afgravninger og påfyldninger og dermed høje skrånninger. Det kan vanskeliggøre passage for visse dyr. For mindre dyr, fx padder, kan også skinnerne udgøre en barriere (Tørsløv et al. 2000).

Vejes fysiske tilstedeværelse vil også være barrierer for nogle plantearter, som er afhængige af dyr for at kunne spredes, se tabel 4.16.

Tabel 4.16. Oversigt over barriere-effekt for planter (Salvig et al. 1997).

Spredningsstrategi	Vektor-eksempler <sup>1)</sup>	Artseksempler	Barrierevirkning
Vindspredning	Vind	Gederams	Ingen barrierevirkning med undtagelse af meget høje dæmninger
Vandspredning	Vandløb	Engkabbeleje	Ingen barriereeffekt af trafik anlæg, såfremt vandets frie gennemløb ikke forhindres
Epizoisk <sup>2)</sup>	Pattedyr	Burre-snerre	De fleste større trafik anlæg vil virke som en barriere
Endozoisk <sup>3)</sup>	Fugle	Alm. hvidtjorn	Ingen barrierevirkning for plantearterne, selvom mange fugle trafikdræbes
Synzoisk <sup>4)</sup>	Myrer	Skovviol	Selv en meget smal vej (<2m) virker som en barriere
Ballister <sup>5)</sup>	Planten selv	Skovsyre	Selv en smal vej (<5m) virker som en barriere
Vindslyngspredning	Vind	Alm. røllike	Trafik anlæg med en bredde over ca.10 m virker som en barriere
Uden særlig tilpasning <sup>6)</sup>	Mennesker	Rødkløver	Ingen barrierevirkning, hvis passage af mennesker kan finde sted

Noter:

- 1) Vektoreksempel angiver transportredskab.
- 2) Epizoisk betyder "på dyr"
- 3) Endozoisk betyder "i dyr", det vil sige dyret har spist bærrerne, som passerer tarmen og placeres på en ny lokalitet via ekskrementer.
- 4) Synzoisk betyder "sammen med dyr", for eksempel i myrens munddele til senere fortæring.
- 5) Ballister kan være planter, som spredes ved jordstængler.
- 6) Det skal bemærkes at mange arter uden særlig tilpasning kan have meget svært ved at sprede sig, hvis de ikke flyttes ved menneskers hjælp.

For nogle plantearter (fx skovviol) virker et vejanlæg som en fuldstændig barriere, mens det for andre er uden betydning. De fleste faunapassager vil i praksis virke for floraen også.

#### 4.3.9.7 Trafikken som barriere

Støjen og lysene fra bilerne især fra de større og stærkt trafikerede vejanlæg kan virke begrænsende på faunaens spredningsmuligheder. Nogle arter, for eksempel rådyr, kan vænne sig til støjen, men for andre arter kan den have negative effekter indtil flere km fra en stærkt trafikeret motorvej. Trafikken virker dog først og fremmest som en barriere ved at ramme krydsende dyr.

#### 4.3.9.8 Uheld som mål for barriereeffekt

Som for mennesker kunne antallet af dræbte dyr være et mål for barrierevirkningen af vejens trafik sammenholdt med krydsningsbehovet. Det er vanskeligt at opgøre antallet af dræbte dyr, men der er gjort flere forsøg, se tabel 4.17.

Undersøgelserne er udført med vidt forskellige metoder, og derfor kan tallene ikke umiddelbart sammenlignes, hvilket det gør det svært at anvende dem i LCA sammenhæng. Blandt de mest udsatte dyr i trafikken er padder og krybdyr, småfugle, pindsvin, grævlinger, harer, ræve og rådyr.

Tabel 4.17. Årlige trafikdrab af forskellige dyrearter for hele Danmark sammenholdt med jagtudbyttet.

Art/gruppe	(Hansen. 1982) <sup>1)</sup>	(Thomson. 1992) <sup>1)</sup>	(Bruun-Schmidt. 1994) <sup>1)</sup>	(Hels. 2000)	(Thomson 2000)	Jagtudbytte 1998/99 <sup>2)</sup>
Padder	3.085.532	250.000	2.956.040	12.000.000		
Småfugle		100.000	949.436			
Andre fugle		250.000	149.236			
Fasaner					150.000	
Fugle total	3.272.518	350.000	1.098.672			2.246.300
Små pattedyr	709.922		678.474			
Pindsvin	79.454	73.000	55.188		70.000	
Hare	308.357	55.000	31.004		>50.000	106.000
Ræv		18.500	29.027			45.000
Grævling		3.600	1.389			
Kat		13.000	70.087			
Rådyr					<30.000	101.000
Øvrige pattedyr	402.858	13.395	17.242			27.500
Pattedyr total	1.500.591	177.495	882.411			279.500

Noter:

1) (Madsen. 1998)

2) (Skov- og Naturstyrelsen. 2000)

Tabellen viser, at der hvert år dør mange tusind dyr i trafikken. For de arter (fugle, pattedyr), hvorpå der drives jagt, er det mellem 1/3 og 3 gange så mange dyr, der dør i trafikken som under jagt. Trafikken kan være en vigtig faktor i regulering af nogle bestandes størrelse. Det gælder især for hare og odder, (Andersen, Vestergaard. 2000).

Der findes ikke nogen officielle tal for størrelsen af danske bestande af de forskellige dyrearter. Ca. 10% af den voksne bestand af padder på Djursland bliver slået ihjel i trafikken hvert år (Hels. 2000), (Hels. 1999). Padderne er gået så meget tilbage, at de siden 1981 har været fredede (Stoltze og Pihl. (red.) 1998). Padderne skyldes dog hovedsagelig forsvundne levesteder.

Den store forskel mellem tallene i tabellen illustrerer problemerne med at kvantificere barriereeffekten med præcise tal. Der vil også regionalt være store forskelle fra område til område og fra art til art afhængig af omgivelserne. Foreningen til dyrenes beskyttelse i Danmark og Falcks redningskorps A/S har lavet en vurdering af, hvor man risikerer at ramme dyr, se tabel 4.18. Tallene er anført i forhold til risikoen for at ramme et dyr, hvor der er agerland på begge sider af vejen. Risikoen er her fastsat til 1. Samme undersøgelse har dannet baggrund for at lave kort med angivelse af, hvor der er registreret påkørt hjortevildt, grævlinger og oddere.

Tabel 4.18. Relativ risiko for at påkøre pattedyr og fugle ved forskellige landskabstyper i forhold til agerland (Andersen et al. 1996).

Landskabstype	Relativ risiko Alle pattedyr	Relativ risiko Større pattedyr	Relativ risiko Fugle
Agerland <sup>1)</sup>	1	1	1
Agerland <sup>2)</sup>	1,3	1,7	1,0
Skov <sup>1)</sup>	3,8	8,3	1,2
Skov <sup>2)</sup>	1,8	4,3	1,1
Levende hegn <sup>1)</sup>	2,7	3,9	1,9
Levende hegn <sup>2)</sup>	2,2	3,3	1,6
Bebyggelse <sup>1)</sup>	2,6	0,7	3,2
Bebyggelse <sup>2)</sup>	1,1	0,7	0,8
Hede, sø/hav eller mose <sup>1)</sup>	2,7	4,3	5,1
Hede, sø/hav eller mose <sup>2)</sup>	2,2	4,2	0,2

Noter:

- 1) Samme landskabstype på begge sider af vejen
- 2) Anden landskabstype på den anden side af vejen.

Den relative risiko for at påkøre pattedyr og fugle ved forskellige omgivelser giver et udmærket billede af dyrenes relative krydsningsbehov. For pattedyr optræder den største risiko i skovområder. For fugle er risikoen størst i områder med hede, sø/hav eller mose.

Vejtypen har også betydning. I Sønderjyllands Amt er antallet af forulykkede pattedyr blevet optalt i perioden november 1995 til august 1997, (Madsen et al. 1998), se tabel 4.19.

Tabel 4.19. Antal dræbte pattedyr på forskellige vejtyper i Sønderjyllands Amt, (Madsen et al. 1998).

	Motorveje	Hovedveje	Sekundære veje	Alle veje
Trafik (mio. kørte km)	1.287	1.588	2.029	4.904
Vejlængde (km)	101	326	833	1.260
Antal forulykkede pattedyr i perioden november 1995 - august 1997				
Rådyr	6	19	34	59
Ræv	93	75	132	300
Grævling	33	22	31	86
Hare	56	198	423	677
Pindsvin	43	313	764	1.120
Total	231	627	1.384	2.242
Uheld/km vej				
	2,3	1,9	1,7	1,8
Uheld/mio. kørte km				
	0,18	0,39	0,68	0,46

Der dræbes flest dyr på de sekundære veje. Korrigeret for forskelle i vejlængde er forskellen mellem vejtyperne lille. Der dræbes mellem 1,7 og 2,3 pattedyr pr. km vej om året. Men i forhold til antal kørte kilometer, dræbes der langt færre dyr på de store veje end på de små. Det skyldes langt flere biler på de store veje end på de små. Der er ingen grund til at tro, at forholdene i Sønderjylland er væsentligt anderledes end i resten af landet.

Tallene gælder kun for vejtrafikken. Der findes ingen undersøgelser af omfanget af trafikdræbte dyr i tilknytning til danske jernbaner. En engelsk undersøgelse af registrerede dødsfald blandt ræve i London viste, at 50% var trafikdræbte, hvoraf kun 1% var ramt af tog, (Harris. 1986). I Danmark foreligger der kun enkelte registreringer af trafikdræbt vildt, rådyr, grævling og

ræv i tilknytning til jernbaner (Salvig et al. 1997). Det vurderes, at jernbanen kan tegne sig for under 1% af de trafikdræbte dyr.

#### *4.3.9.9 Model for barriereeffekt*

I afsnittet med en model for barriereeffekt for mennesker er omtalt en GIS-baseret model fra Forskningscentret for Skov & Landskab. Modellen vil med tilpasninger sandsynligvis kunne anvendes til dyr.

#### *4.3.9.10 Sammenfatning*

Ca. 50% af barrierevirkningen fra transportsektoren for dyr og planter skyldes anlæggenes fysiske tilstedeværelse. Resten kan tilskrives trafikken på anlæggene.

Et mål for barrierevirkningen fra trafikken på anlæggene kunne være antallet af trafikdræbte dyr.

Der findes en GIS-baseret model, som med tilpasninger sandsynligvis vil kunne anvendes på dyr.

Det vil dog kræve metodeudvikling og operationalisering, før man kan bruge disse ting i LCA-sammenhæng, hvilket vil være relevant ved arbejde med stedspecifikke faktorer.

### **4.3.10 Påvirkning af dyre- og planteliv**

Påvirkning af naturområder, småbiotoper, spredningskorridorer og andre elementer i landskabets mosaikstruktur som følge af et trafikanlæg sker ved følgende:

- Levesteder gennemskæres og forsvinder i anlægsfasen
- Områder indskrænkes
- Barrierer for spredningsmulighederne i landskabet etableres (er beskrevet tidligere)
- Vådområder drænes midlertidigt eller permanent i anlægs- og driftsfasen
- Vej/bane kan have funktion som spredningskorridor (korridoreffekten)
- Naturområder m.m. forstyrres og forurenes i anlægs- og driftsfasen (støj og kørsel)
- Dyr trafikdræbes (er beskrevet tidligere)
- Økologiske helheder, der fungerer som kerneområder, fragmenteres.

Påvirkning af havmiljøet sker ved følgende:

- Skibe lækker/udleder olie
- Toksiske stoffer frigives fra bundmaling
- Skibsmotorer genererer støj.

#### *4.3.10.1 Forskel på trafik anlæg*

Ved ældre anlæg er der ikke taget hensyn til miljøet. De vil således ofte være uden faunapassager, og vandløb er rørlagt under vejen. Ved nyere større vejanlæg er der via en vurdering af virkningerne på miljøet (VVM) søgt taget hensyn til miljøet:

- Linieføringen søges placeret, så den går udenom følsomme områder
- Faunapassager mindsker barriereeffekten. Dyr ledes til passagerne ved hjælp af vegetation og hegn
- Hegn forhindrer overgang, hvor det er u hensigtsmæssigt. Det mindsker mængden af trafikdræbte dyr og mennesker
- Støjafskærmning
- Etablering af regnvandsbassiner.

Anlæg i naturområder og spredningskorridorer (vandløb, å-dale, levende hegn, skovområder, vådområder, enge) har langt større påvirkning end veje i byområder.

Hvor ikke andet er angivet, er det følgende fra en miljøvurdering af rute 9 Odense-Svendborg, (COWI. 1998).

#### *4.3.10.2 Levesteder forsvinder*

Levesteder for den vilde flora og fauna forsvinder, når veje anlægges. Levesteder, som ligger ved siden af vejen, kan blive berørt i forbindelse med anlægsarbejder eller via ændringer i lokalklimaet. Nye levesteder vil opstå langs med nye veje, som først og fremmest vil tilgodesse generalister blandt dyr og planter.

I kuperede områder er det nødvendigt med store afgravninger eller dæmninger for at få placeret vejen hensigtsmæssigt i terrænet. Dette medfører et bredt vejtracé samt arbejdsbælte, og flere naturområder vil derfor svinde eller indskrænkes i areal.

#### *4.3.10.3 Indskrænkning*

Nogle levesteder berøres kun perifert af vejanlæg, men der sker en indskrænkning af arealet. En stor lokalitet kan som regel tilbyde mere stabile levevilkår for de vilde dyr og planter. Et levesteds naturkvalitet nedsættes betydeligt, når arealet formindskes. Desuden er risikoen stor for forurening og forstyrrelser af det tilbageværende naturområde.

#### *4.3.10.4 Dræning i vådområder*

Oftest er det nødvendigt at dræne midlertidigt i forbindelse med anlægsarbejde eller permanent, når vejen er anlagt. Det har konsekvenser for vådområder som vandløb, søer, moser, væld og enge. Dræning påvirker vådområdernes dyr og planter negativt. Hvis grundvandssænkningen varer mere end et par måneder, vil den typiske fugtigbunds-vegetation forsvinde, og tilgroningen med krat vil fremskyndes. Midlertidig vandstandssænkning i vækstsæsonen vil have irreversible virkninger.

#### 4.3.10.5 Korridoreffekter

Vejanlæg, jernbaner, rabatter og grøfter kan fungere som nye spredningskorridorer i landskabet. Spredningen kan ske ved, at fx frø og smådyr transporteres med bilerne eller togene, eller ved at anlæggene fungerer som ledelinier for større dyrs bevægelser. Denne korridoreffekt kan være vigtig i områder, hvor anlæggenes kantvegetation står i kontrast til det omgivende landskab, fx i intensivt dyrkede områder.

#### 4.3.10.6 Forstyrrelser og forurening

Veje påvirker den omgivende natur med forurenede vejvand, udstødningsgasser, vejsalt og en række andre kemiske stoffer, støj, lys, øget menneskelig aktivitet m.v. Forstyrrelserne for de vilde dyr og planter kan være betragtelige. Fx påvirkes yngleforholdene hos åbentlandsfugle som sanglærke negativt i op til én km fra motorvej.

På grund af forhøjede næringsstofmængder fra udstødning, dækafslid, glatførebekæmpelse mv. vil vegetationen langs veje ofte blive domineret af nogle få arter, især grove græsser, som er i stand til at udnytte næringsstoffoverskuddet. Denne randeffekt kan spores op til 200 m fra stærkt trafikerede veje. Også saltning påvirker vegetationen langs vejene, hvilket nogle gange kan betyde forekomst af salttolerante arter som engelskgræs og standvejbred inde midt i landet.

I anlægsfasen vil der foregå megen kørsel og forstyrrelser i naturområder langs med linieføringen. Især overdrev på lette jorder med stort sandindhold og moser, væld og enge på våd bund vil være meget sårbare over for kørsel, som ødelægger vegetationen, giver erosionsproblemer og sammenpresser jordbunden – det sidste gælder især de våde jorder og lerjorder, som er følsomme over for traktose.

#### 4.3.10.7 Fragmentering

Landskabet vil ved gennemskæring af nye vejanlæg blive delt op i mindre, isolerede fragmenter. Fragmenteringen medfører tab eller opsplætning af naturområder, hvorved mange dyre- og plantearters leverum og spredning begrænses. Isolation af populationer kan føre til deres uddøen (manglende udveksling af genetisk materiale med indavl til følge, større risiko for uddøen, når der er få individer mv.). Den økologiske struktur i landskabet svækkes, hvilket på længere sigt kan gøre det vanskeligt at opretholde artsrigdom og økologisk variation. Fragmentering anses i dag for at være en af de største trusler mod dyrelivet, (Salvig et al. 1997).

#### 4.3.10.8 Olieforurening

Hvert år rammes danske kyster af olieforurening, (Jepsen. 2000). Det kan skyldes ulykker eller (ulovlig) tømning af olietanke på havet. Det er fatalt for fugle, som får bare en smule olie på sig. De seneste par år er der dræbt nogle tusind sorttænder og edderfugle i Vadehavet på grund af olieforurening, (Jepsen. 2000). Det er uvist, hvorvidt det har betydning for bestandene. Edderfuglen er gået tilbage. Men olieforurening er kun en af mange faktorer, og det er uvist hvor stor en andel olieforurening udgør. Det enkelte skib kan godt undgå olieforurening - medmindre det forulykker. Der har været problemer med ulovlig tømning af olietanke på havet, hvor olien driver på land og generer især fuglelivet. Olieforurening fra godstransport er en mulighed, men vil under normale og lovlige forhold være af mindre betydning. Olieforurening af danske kyster sker typisk 1-2 gange om året.



#### 4.3.10.9 Støj

Lyd bevæger sig hurtigt over meget store afstande i vand. Supertankere, olieborerplatforme og militæret bidrager kraftigt til støjforureningen i havet. Nogle hvaler bruger hørelsen til at finde føde, finde mager, passe deres unger og til at undgå fjender. Der er eksempler på, at hvaler ændrer retning og forlader deres traditionelle fødesøgningsområder på grund af støj. Endnu kendes ikke de fulde konsekvenser af denne støj.

#### 4.3.10.10 Sammenfatning

##### 4.3.10.10.1 Landjorden

Trafikanlæg inklusive tilhørende trafik medfører en lang række påvirkninger af dyre- og planteliv.

Et optimalt dyre- og planteliv opnås, når dyrenes levesteder bevares med gode muligheder for fouragering og udveksling af genmateriale fra et større område.

Trafikanlæg indvirker kraftigt på dyrene ved indskrænkning, ødelæggelser, ændringer – for eksempel dræning, forurening og adskillelse af levesteder. Hertil kommer trafikens indvirkning ved trafikdrab, støj og forurening.

For lokale bestande af for eksempel padder kan anlæggelse af et trafikanlæg være fatalt. Enten fordi anlægget ødelægger vandhuller, eller fordi det forhindrer passage mellem flere vandhuller.

Trafikdrab er med til at forhindre passage mellem naturområder. For harer og odder anses trafikdrab for at bidrage væsentlig til regulering af bestandsstørrelse.

Kvalitetsmæssigt er det relevant at se på

- hvorvidt de enkelte vejstrækninger, der benyttes, går igennem naturområder
- hvor meget naturområderne er ændret i forbindelse med etableringen, og
- om eventuelle faunapassager svarer til behovene.

Disse forhold kan være relevante at medtage i LCA-sammenhæng, hvis man arbejder med stedspecifikke faktorer. Dette vil dog kræve nogen metodeudvikling og operationalisering.

##### 4.3.10.10.2 Vandmiljøet

Der kan være risiko for olieforurening fra godstransporten. Det skyldes især muligheden for grundstødning eller havari. Hertil kommer ulovlig tømning af olietanke på havet. Olieforurening af danske kyster sker 1-2 gange om året.

Skibe udsender støj, som kan genere havdyrene – især hvaler. Det er uvist, hvilken betydning det har.

Set med LCA-øjne er man metodemæssigt på bar bund her. Der vil i givet fald blive tale om en væsentlig indsats.

### 4.3.11 Kystpåvirkning

Transportens indvirkning på kysten sker via havneanlægs indvirkning, bølgers erodering af havbunden og kysten samt veje og jernbaners placering ud til kysten.

#### 4.3.11.1 Havneanlæg

I en tidligere rapport er arealforbruget for havne opgjort til i alt 35 km<sup>2</sup>, hvilket svarer til ca. 3% af arealforbruget til transport. Samtidig er transportsektorens totale arealforbrug i forhold til Danmarks areal opgjort til ca. 3%, (COWIconsult. 1992). Havnene lægger altså beslag på ca. 0,1% af Danmarks areal.

Havneanlæg har betydning for kysten som forhindring af fri sandtransport. Der vil således blive aflejret sand på luvsiden af anlægget, mens sandet vil mangle på læsiden. Det kan lokalt have stor betydning. For de enkelte havne i de indre danske farvande er luvstrækkets længde mellem 0,1 og 1 km, mens læsiden er mellem 0,2 og 2 km, (Kystinspektoret og Trafikministeriet. 2000). På Vestkysten er læ- og luvsiderne for hver havn længere, nemlig henholdsvis 0,8-3 km og 1-10 km.

Rapporten opgør den samlede strækning luvstræk for de indre danske farvande til 18,7 km og læsiden til 24 km, mens det for Vestkysten er henholdsvis 6,3 km og 31 km. Hvide Sande er topscorer med 3 km luvstræk og 10 km læside. I alt for Danmark er dermed ca. 80 km påvirket af kystanlæg, hvoraf langt det meste er havne, (Kystinspektoret og Trafikministeriet. 2000). Det kan sammenholdes med Danmarks samlede kystlinie på 7.314 km (Danmarks Statistik. 1994). Dvs. ca. 1% af Danmarks kystlinie er påvirket af kystanlæg.

Men af de samlede 674 km kystværn på de indre kyster er under 2% forårsaget af læsideerosion, (Kystinspektoret og Trafikministeriet. 2000). De øvrige kystværn er anlagt som værn mod bølgers generelle erodering af kysterne. Samtidig er hovedparten af de større byers havneanlæg beliggende i fjorde, hvor de ikke forårsager læsideerosion. Da hovedparten af godstransporten over vand foregår fra disse anlæg, vurderes godstransportens andel af læsideerosionen at være meget lille.

#### 4.3.11.2 Bølger fra skibstrafikken

I forhold til vindgenererede bølger har bølger fra skibe kun mindre betydning. En storm kan udrette betydelig større skade end bølgerne fra skibstrafikken. Bølgerne fra en hurtigtgående færge ville måske have betydning, hvis den sejlede hurtigt ind gennem en fjord, ellers ikke (Jensen. 2000).

Det, der er afgørende for bølgenes påvirkning af kystlinien, er skibenes hastighed, afstanden fra skibets sejllinie, vanddybde og bundforhold – sand eller sten. Skibenes størrelse har mindre betydning (Kystinspektoret. 1995). De store containerskibe, som tilmed sejler forholdsvis langsomt, har dermed kun mindre betydning.

Effekten af hurtigtgående færges er blevet undersøgt af Søfartsstyrelsen (Danish Maritime Authority. 1997). Hurtigfærger har givet problemer med støj, brændstofforbrug, bølger, forstyrrelser på grund af hastigheden og fremdriftsmetoden (jetmotorer). Hurtigfærgernes pludselige bølger har øget sandsynligheden for ødelæggelser og grundstødning af mindre både. De indebærer også en sikkerhedsrisiko for folk på eller ved stranden. Bølgerne kan

ændre balancen for sedimenttransport langs med kysten. De kan føre til øget erosion, og de kan forstyrre dyrelivet på lavt vand og på stranden, fx sæler og fugle. Bølgerne kan – fordi de virker i dybden – blotlægge arkæologiske områder, som herved vil forvitte. Alt dette har medført restriktioner på rutevalg og på hastigheden i nogle områder. Dette gælder især i lavvandede områder og i fuglereservater.

Men da de hurtigtgående færger næsten udelukkende anvendes til persontransport, er den miljømæssige betydning af bølger fra transporten af gods med skibe af mindre betydning.

#### *4.3.11.3 Veje og jernbaners placering ud til kysten*

Veje og jernbaners placering ud til kysten kan betyde, at kysten skal sikres specielt imod erodering. Til tider laves anlæg i vandet til vejen/banen i form af diger eller som kajlignende anlæg. Der er ingen opgørelse af hvor udbredt det er, og hvorvidt det skyldes godstransport.

#### *4.3.11.4 Sammenfatning*

Godstransportens indvirkning på danske kyster er lille.

Bølger fra godstransport har forsvindende betydning i forhold til vindgenererede bølger. Bølger fra hurtigfærger kunne have betydning, men hurtigfærger anvendes næsten udelukkende til persontransport.

Godstransportens har tillige en indirekte indvirkning på kyster via havneanlæg og via veje og jernbaners placering ud til kysten. Ca. 1% af Danmarks kystlinie er påvirket af kystanlæg via anlæggenes forhindring af fri sandtransport. Når der ses bort fra transport af fisk, er godstransportens andel af denne kystpåvirkning forsvindende, idet hovedparten af godstransporten over vand forgår fra havne i fjorde, hvor der ikke er læsideerosion.

Det foreslås, at der i LCA-sammenhæng ikke arbejdes videre med godstransportens kystpåvirkning.

### **4.3.12 Indirekte emissioner og ressourcer**

Indirekte emissioner kommer fra de transportaktiviteter, som ikke vedrører selve driften af transportmidler. Transport set som en systembetragtning af direkte transportdrift og relaterede indirekte aktiviteter blev forklaret i afsnit 4.1.2 sammen med arten og oprindelsen af de direkte og indirekte emissioner. Af afsnit 4.1.2.1 fremgår det, at de indirekte transportaktiviteter udgør ca. 30% af transportens samlede energiforbrug, eller knap halvdelen (3/7) af driftsfasens. Dette siger noget om den forventede størrelsesorden af emissionerne, som altså ikke er uvæsentlige.

I det følgende beskrives afgrænsning, særlige emissioner og ressourcer samt behov for dataopdatering og metodeafklaring med fokus på:

- fremstilling og bortskaffelse af transportmidler
- bygning af infrastruktur
- produktion og distribution af brændstof og elektricitet
- vedligeholdelse.

#### *4.3.12.1 Fremstilling og bortskaffelse af transportmidler*

Beregningerne i afsnit 4.1.2 viste, at fremstilling og bortskaffelse af lastbiler udgør ca. 3% af lastbiltransportens samlede energiforbrug. De 3% er

indregnet undgået produktion af materialer ved recirkulering (Eriksson et al., 1995). (Maibach et al., 1995) når frem til ca. 4% hvor der ikke er taget hensyn til undgået produktion ved recirkulering. Der er altså tale om en lille andel, som nok også er repræsentativ for skibe og tog. For personbiler er andelen større og dermed mere følsom over for recirkulering. Stål recirkuleres meget effektivt, men der indgår en stadig større andel af aluminium og plast i konstruktionerne, som det er vigtigt også at sikre en effektiv recirkulering af. Sker dette, vil personbilers fremstilling, bortskaffelse og undgået produktion udgøre en andel, som nok kan blive mindre end de 7% beregnet i afsnit 4.1.2.

Emissionerne fra transportmidlernes produktion og bortskaffelse stammer overvejende fra forbrug af elektricitet og fyring med olie og naturgas og miljøbelastningen herfra er forventeligt mindre end for de direkte transportemissioner, hvilket fx faktorerne for energiprocesserne i Bilag B giver udtryk for. Af procesemissioner kan VOC fra lakering påkalde sig interesse. Lakeringsanlæg på bilfabrikker er i Europa pålagt strenge krav, og er i dag vandbaserede, så her er problemet næppe stort, men området bør måske undersøges for tog og især skibe.

Med hensyn til skibe udgør algedræbende bundmalinger et erkendt miljøproblem, som ikke må glemmes, men som i dag ikke håndteres i LCA. Det kan være et område for metodeudvikling (se afsnit 4.3.2.2). Problemet kommer dog til udtryk under skibenes drift snarere end ved dets fremstilling. Med de nævnte forbehold udgør fremstilling, bortskaffelse og undgået produktion for transportmidler en andel man kan udelade i oversigtsprægede LCA-studier, eller lave en grov opgørelse for ud fra eksisterende data (fx Miljøstyrelsen, 1999) i mere detaljerede studier.

#### *4.3.12.2 Bygning af infrastruktur*

Afsnit 4.1.2.1 viste, at bygning af infrastruktur (veje) udgør 8-16% af vejtransportens samlede energiforbrug. Idet der tages hensyn til slitagen af vejnettet, er andelen 16% for lastbiler. En lignende andel kan tilskrives godstogets infrastruktur, hvorimod infrastrukturen for skibe og fly har en væsentlig mindre procentandel (Maibach et al., 1995). Der er ikke taget hensyn til eventuel undgået produktion ved recirkulering i disse andele, og det kan selvfølgelig mindske andelen noget, da der er stigende krav om genanvendelse af nedrevne bygningskonstruktioner, vejanlæg etc., men det er typisk materialer med et meget lavt energiindhold, så som grus og sten, man undgår produktion af.

Energiforbruget til bygning af infrastruktur har altså en størrelsesorden, som man må forholde sig til, i al fald for landtransport. Det er ikke alle studier, som indregner infrastrukturen, og der savnes overordnede metodiske overvejelser og retningslinier for, om infrastruktur skal indregnes eller ej. Infrastrukturen kan være betydeligt mere interessant end her skitseret i samfundsmæssige studier, fx effekten af at bygge en bro og dermed flytte trafik fra sø til vej, og hvad det får af både positive og negative konsekvenser.

Man kan måske også argumentere, at bygning af infrastruktur er et samfundsanliggende, som skal foretages under alle omstændigheder. Samfundet skal overordnet sikre, at man får en fordeling mellem de forskellige transportmidler og en fornuftig udnyttelse af infrastrukturen, så den samlede miljøbelastning bliver mindst mulig, samtidig med at infrastrukturen opfylder krav til servicering af samfundet. Dette er en hel anden problematik end miljøvurdering af en konkret transportydelse, hvor fokus på infrastrukturen i værste fald kan føre til suboptimering.

Man kunne måske foreslå følgende retningslinier:

1. LCA for etablering af infrastruktur og dennes indvirkning på trafikmønsteret samt eventuelt andre indvirkninger inddrages i samfundsstudier af transporten
2. Etablering af infrastruktur indgår ikke i LCA-studier af konkrete transporttydelser og transportkæder.

Casene i kapitel 5 er LCA af transportkæder, og her vil infrastrukturen ikke indgå ifølge retningslinie 2), men det understreges at en metodemæssig afklaring er påkrævet.

#### *4.3.12.3 Produktion og distribution af brændstof og elektricitet*

Ifølge (Eriksson et al., 1995) udgør energiforbruget til produktion og distribution af dieselolie 10–14% i forhold til brændværdien af den producerede dieselolie. Benzin ligger på 19–21%. Intervallerne er udtryk for raffineringens grad af brændstofferne, således at krav om fx lavt svovl- og benzenindhold medfører øget energiforbrug ved raffineringen. Ifølge (Maibach et al., 1995) er energiforbruget til produktion og distribution af dieselolie 15% i forhold til den producerede mængde og 25% for benzin. Sidstnævnte tal er for Schweiz, som har skrappe krav med hensyn til svovlindholdet. (Frischknecht et al., 1996) har beregnet lignende størrelsesordener.

Alle studier viser samstemmende, at produktion og distribution af brændstof, den såkaldte precombustion, har en størrelsesorden i forhold til transportmidlernes drift, som ikke kan negligeres. Studierne viser også, at skærpede krav til specifikke miljøparametre i driftsfasen har en mærkbar omkostning på alle energiforbrugende miljøparametre ved brændslernes produktion.

I forhold til hvor relativt velundersøgt emissionerne fra transportmidlernes drift er, er emissionerne ved udvinding, produktion og distribution af brændstof ikke tilfredsstillende belyst, hvilket nok må tilskrives branchens lukkethed. Der har i tidens løb været foreslået en del data. Det grundigste studie er foretaget af (Frischknecht et al., 1996), men en stor del af oplysningerne er baseret på ældre tilgængelige litteraturreferencer, og desuden er studiet repræsentativt for Schweiz og EU som gennemsnit. En stor del af olien til Schweiz og EU importeres fra fx Mellemøsten, hvor fx VOC-emissionen fra olieudvinding er betydelig.

Når fx fotokemisk ozondannelse i bilag B kommer op med meget høje cifre for forbrænding af olie i forhold til fx forbrænding af kul skyldes det VOC fra olieudvinding i langt højere grad end den direkte VOC-emission fra forbrændingen. De bagvedliggende precombustiondata er her (Frischknecht et al., 1996). Nordsøproduktion giver ifølge norske oplysninger (Bakkane, 1994) væsentlig mindre VOC-emission, hvilket også indikeres af oplysningerne fra (Danmarks Miljøundersøgelser, 2000). Hvordan forholdene præcis er for den danske Nordsøproduktion er uvist, da Mærsk er meget tilbageholdende med oplysninger. DONG kan levere data, men kun for brændslernes distribution. Det må konkluderes, at der er et påtrængende behov for gode LCA-data som er repræsentative for dansk udvinding, produktion og distribution af olieprodukter.

Med hensyn til elektricitetsproduktion er valget af scenarie for elproduktionen væsentligt. Der findes to grundprincipper:

1. Lokal eller gennemsnitlig regional stedspecifik elproduktion
2. Marginal (eller mest følsom) elproduktion.

Lokale stedspecifikke elscenarier kan være misvisende. Tænk fx på et tog, som kører i Schweiz eller i Norge, hvor de har meget store mængder vandkraft. Umiddelbart kunne man tro, at eldrevet tog er en meget "ren" transportform i disse lande. Da vand til vandkraft er en begrænset ressource, betyder denne togdrift imidlertid, at Schweiz eller Norge hindres i at eksportere deres vandkraft eller tvinges til importere elektricitet fra andre lande, og så har man princippet på den marginale (eller mest følsomme) elproduktion. Det kan være kul, hvis Norge må købe elektricitet i Danmark til drift af deres tog.

Nogen taler for, at princippet for marginal, eller mest følsomme produktion, er det mest retvisende. Men princippet kan være kontroversielt, og det kan være vanskeligt at udpege den mest følsomme produktion. Metoder hertil er beskrevet i (Weidema et al., 1999). Alternativt, og mere "retfærdigt" end den lokale stedspecifikke elproduktion, kan man vælge en gennemsnitlig regional elproduktion, fx EU-gennemsnit, som er beregnet i (Frees & Weidema, 1998). Dette princip vil blive anvendt i casene.

#### *4.3.12.4 Vedligeholdelse*

Beregningerne i afsnit 4.1.2 viste, at fremstilling af dæk udgør ca. 2–4% af vejtransportens samlede energiforbrug (Eriksson et al., 1995). Andelen er synlig, men lille, og er antageligt blevet mindre med øget recirkulering af dæk. Brugte dæk udgør dog et væsentligt affaldsproblem, som ikke afspejles i energiforbruget, men skærpede krav til dækkenes genanvendelse har nedbragt dette problem betydeligt. Med forbehold for affaldsproblematikken er dækkene en faktor, man kan udelade i oversigtsprægede studier eller opgøres groft i mere detaljerede studier.

Servicering af transportmidler medfører udbytning af smøremidler og reservedele og udgør derfor en emissionsrisiko, hvis kasserede smøremidler og reservedele (bl.a. batterier og olie filtre) ikke håndteres hensigtsmæssigt. VOC fra genoplakering er et muligt problem, da værkstedslakering ikke er pålagt samme strenge krav som bilfabrikkerne. Men overgang til vandbaseret lakering gør også dette problem mindre. Med disse forbehold vil man normalt kunne afgrænse sig fra service i LCA for transport.

#### **4.3.13 Dødsfald og kvæstelser ved ulykker**

Transport afstedkommer ulykker og dermed dødsfald og kvæstelser. Dette er ikke medtaget i denne rapport, da projektgruppen ikke har opfattet det som miljøproblemer i gængs forstand. Dødsfald og kvæstelser af godstransportchauffører kan opfattes som arbejdsbetingede og dermed et arbejdsmiljø problem, der metodemæssigt kan håndteres af UMIP. Dødsulykker måles da pr. arbejdstime, hvor det måske er mere relevant at måle dem i forhold til transportarbejde ved transport.

Projektgruppen blev under projektets afsluttende seminar gjort bekendt med andre opfattelser af dødsfald etc., som viser at der er behov for en diskussion omkring afgrænsning af dette område i forhold til miljøvurderinger og LCA. Fx fandt man det besynderligt at opgøre dødsfald blandt dyr i forbindelse med transportens påvirkning af dyre- og planteliv, mens man ikke opgør

tilsvarende direkte forårsagede dødsfald blandt mennesker. Der er imidlertid tradition for at måle den menneskeskabte påvirkning af dyre- og planteliv i forbindelse med miljøvurdering.

#### 4.4 Sammenfatning

I tabel 4.20 er foretaget en sammenfatning af de beskrevne emissioner med hensyn til væsentlighed, metode og opdatering af data. Nogle emissioner har flere effekter, så tabellen skal ses som et bredt scan. Der er skelnet mellem, om der er udviklet generelle miljøvurderingsmetoder og LCA-miljøvurderingsmetoder, idet LCA miljøvurdering rummer særlige problemstillinger omkring operationalitet og relation til specifik produkt/proces. Det er dog sådan, at LCA-vurderingsmetoder vil have de generelle metoder som udgangspunkt. Der er ligeledes skelnet mellem, om der i tilgængelig litteratur og databaser findes opdaterede data for transport, og om disse er opdateret i UMIP PC-værktøj, da der her var lovet en afklaring af behovet for opdatering i dette projekt.

**Tabel 4.20** Sammenfatning med hensyn til væsentlighed, metode og opdatering af data. \* ved UMIP betyder at data i nogen grad er opdateret i dette projekt.

Emission/parameter	Væsentlig	Metode udviklet		LCA data opdateret	
		Generelt	LCA	Generelt	UMIP
Partikler	Ja	Delvist	Delvist	Delvist	Delvist*
NO <sub>x</sub>	Ja	Ja	Delvist	Ja	Ja*
SO <sub>2</sub>	Ja	Ja	Delvist	Ja	Ja*
HC/VOC	Ja	Ja	Delvist	Delvist	Delvist*
CO	Delvist	Ja	Ja	Ja	Ja*
CO <sub>2</sub>	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja*
N <sub>2</sub> O og NH <sub>3</sub>	Delvist	Ja	Delvist	Delvist	Nej
Tungmetaller	Ja	Ja	Delvist	Delvist	Delvist*
Ressourcer	Ja	Ja	Ja	Delvist	Delvist*
Støj	Ja	Ja	Delvist	Nej	Nej
Organiske syrer	Nej				
PAN(peroxyacetylnitrat)	Nej				
)					
Dioxin	Ja	Ja	Delvist	Nej	Nej
Arealanvendelse	Ja	Ja	Delvist	Nej	Nej
Barriere-effekt	Ja	Delvist	Nej	Nej	Nej
Påvirkning af dyre- og planteliv	Ja	Delvist	Nej	Nej	Nej
Kystpåvirkning	Nej				
Indirekte emissioner og ressourceforbrug	Ja (visse områder)	Delvist (visse områder)	Delvist (visse områder)	Delvist	Delvist*
Dødsfald og kvæstelser ved ulykker	Afklares	Ja	Nej	Nej	Nej

Det fremgår, at der er et antal væsentlige emissioner/parametre, hvor der p.t. kun delvist er udviklet en tilfredsstillende generel metode. Ligeledes er der mange væsentlige emissioner/parametre, hvor der p.t. ikke eller kun delvist er udviklet, en tilfredsstillende LCA-metode. For nogle af emissionerne/-parametrene pågår der et metodeudviklingsarbejde, mens andre områder normalt ikke medtages og mangler metodeudvikling med hensyn til LCA. Med hensyn til LCA-data generelt mener projektgruppen, at der kan være behov for større præcision/detaljeringsgrad i angivelsen af visse sammensatte emissioner, såsom partikler og VOC, for at kunne behandle disse metodemæssigt fornuftigt, selvom der måske findes opdaterede oplysninger

om totalmængden af disse emissioner. For UMIP PC-værktøjet er opdatering af data i alle tilfælde nødvendig. Der er foretaget en nødtørfdig opdatering i dette projekt af hensyn til at kunne beregne nogle repræsentative resultater for de valgte casestudies.



# 5 LCA-screening af udvalgte produkter og produktkæder

## 5.1 Foretagne opdateringer af UMIP PC-værktøjet

Til beregning af casene er benyttet Miljøstyrelsens program for LCA beregning: UMIP PC-værktøj (Miljøstyrelsen 1999).

I forhold til Miljøstyrelsens officielle version af UMIP PC-værktøjet er der foretaget nogle opdateringer, såsom:

- kendte fejl i UMIP PC-værktøjets database og faktorer er rettet
- enkelte nye effektfaktorer er lagt ind
- et antal opdaterede processer for transport og energi er lagt ind
- et antal case-specifikke processer er lagt ind.

De case-specifikke processer omtales under de respektive cases eller fremgår af træ-strukturerne i bilag F – H.

De rettede kendte fejl i UMIP PC vedrører:

Proces eller udveksling	Rettelse
Messing, termineret	Ny beregning, vedrører især primær energi
Affaldsforbrænding PP termineret	Ny beregning. Den tidligere var for PS
CFC-11 og HFC-134a	Faktor for drivhuseffektpotentialer rettet
Monoethanolamin, diethanoglycol, methanol, kviksølv og hydrogencyanid	Faktorer for økotoks rettet
Strontium	Nye økotoks-faktorer beregnet. De tidligere var for høje
HC, NMVOC og VOC (uspecifikke og specifikke)	Manglende faktorer for fotokemisk ozondannelse indtastet

Nye udvekslinger for VOC og partikler fra dieselmotorer er oprettet, og de beregnede effektfaktorer for toksicitet er lagt ind som beskrevet i afsnit 4.2.1 og 4.2.4.

Til brug for beregning af godstransportens relative miljøbelastning i afsnit 3.1.4 blev et antal nye processer for energi og produktion af brændsler (pre-combustion) oprettet. Disse processer har derfor været til rådighed for casene.

Det drejer sig om følgende processer:

Proces	Reference
Fuelolie forbrændt i fyr 1 MW	Frischknecht, 1996
Gasolie forbrændt i fyr <100 kW	Frischknecht, 1996
Naturgas forbrændt i fyr <100 kW	Frischknecht, 1996
Naturgas forbrændt i fyr >100kW	Frischknecht, 1996
Stenkul forbrændt i fyr 1-10MW	Frischknecht, 1996
Dieselolie forbrændt i dieselmotor, EU 2	European Environmental Agency, 1999
Benzin forbrændt i bilmotor m. katalysator	European Environmental Agency, 1999
Dieselolie forbrændt i dieselmotor, tog	European Environmental Agency, 1999
Dieselolie forbrændt i 4-t dieselmotor, skib	European Environmental Agency, 1999
Fuelolie forbrændt i 2-t dieselmotor, skib	European Environmental Agency, 1999
Gasolie forbrændt i jetmotor, fly	European Environmental Agency, 1999
Dansk elproduktion, 1998	Energistyrelsen, 2000 og Danmarks Miljøundersøgelser, 2000, bearbejdet af IPU
Dansk fjernvarmeproduktion, 1998	Energistyrelsen, 2000 og Danmarks Miljøundersøgelser, 2000, bearbejdet af IPU
EU elproduktion, 1994	Frees & Weidema, 1998
Benzin, blyfri, EU	Frischknecht, 1996, bearbejdet af IPU
Dieselolie, EU	Frischknecht, 1996, bearbejdet af IPU
Gasolie, EU	Frischknecht, 1996, bearbejdet af IPU
Fuelolie, EU	Frischknecht, 1996, bearbejdet af IPU
Naturgas, Nordsøen	Bakkane, 1994

For energiprocesserne gælder at kun de traditionelt omfattede emissioner til luft er medtaget, og fx tungmetalemission således ikke er med. For EU elproduktion er alle emissioner dog medregnet. For brændselsproduktion er alle tilgængelige emissioner ligeledes medregnet.

Dansk el- og fjernvarmeproduktion er beregnet, da de eksisterende data i UMIP PC-værktøj er forældede, og da en i skrivende stund afsluttet LCA af dansk elproduktion 1997 udført af elværkerne ved ENERGI E2 ikke var tilgængelig ved udførelsen af nærværende projekt. I de beregnede el- og fjernvarmescenarier er Energistyrelsens metode benyttet for allokering mellem el og varme, og tallene er korrigeret for import/eksport. Energistyrelsens allokering metode svarer nærmest til allokering efter exergi (energikvalitet), og de beregnede data har vist sig at stemme rimeligt godt overens med ENERGI E2's data for dansk forbrug allokeret efter exergi.

Nye data for brændselsproduktion er oprindeligt beregnet af IPU for privat rekvirent, men viderebearbejdet og anvendt her, da de eksisterende data i UMIP PC-værktøj må anses for forældede. For en række processer, som optræder på lavere niveau i (Frischknecht, 1996), fx visse kemikalier og transportprocesser, er benyttet eksisterende data i UMIP PC-værktøjet. Dette har kun negligibel indvirkning på resultaterne, og for de pågældende processer, antages data i UMIP PC-værktøjet at svare kvalitetsmæssigt til de tilsvarende data i (Frischknecht, 1996). Arbejdet udført af Frischknecht er internationalt anerkendt, men brændselsproduktionen repræsenterer EU-gennemsnit, hvor en stor del af råolien udvindes i bl.a. mellemøsten, og data er ikke nødvendigvis repræsentative for danske forhold. Dette kommer mest synligt til udtryk for VOC-emissionen som omtalt i afsnit 3.1.4., 4.2.4.3 og 4.3.12.3.

Til brug for casene er oprettet et antal nye transportprocesser baseret på udregning af typiske transportere i TEMA-2000 (Trafikministeriet, 2000a) listet i nedenstående skema. Disse processer trækker i UMIP PC-værktøjet på fornævnte brændselsproduktion fra (Frischknecht, 1996), idet brændselsproduktion ikke er indeholdt i TEMA. For lastbilerne er

overvejende benyttet lastgraderne 48% svarende til gennemsnitsudnyttelsen i Danmark (TEMA2000 default) og 70% svarende til udnyttelsen ved eksportkørsel og måske til langturskørsel i Danmark med store biler. Lastgraderne er repræsentative for speditjonskørsel. Forkortelsen EU2 står for emissionsnormen EURO 2 gældende fra 1996. Vægtangivelserne er totalvægt.

Transportproces	Bemærkninger
Personbil, benzin, 1,4-2 l EU2, bykørsel, pr. kgkm m. 5 kg varer	benyttes ved transport i indkøbsøjemed o.lign; men modsvarer transport pr. personkm med 5 personer, da bilen ikke regnes lastafhængig
Varebil, diesel, 3,5t EU2, 25% lastet, pr. kgkm, blandet lokal kørsel	0,5 tons last. Blandet lokal = 32% by, 44% landevej, 24% motorvej (TEMA2000 default)
Lastbil, 10t EU2, tom, pr. km, blandet lokal kørsel	Blandet lokal = 32% by, 44% landevej, 24% motorvej (TEMA2000 default)
Lastbil, 10t EU2, 48% lastet, pr. km og pr. kgkm, blandet lokal kørsel	2,5 tons last. Blandet lokal = 32% by, 44% landevej, 24% motorvej (TEMA2000 default)
Lastbil, 25t EU2, tom, pr. km, blandet lokal kørsel	Blandet lokal = 32% by, 44% landevej, 24% motorvej (TEMA2000 default)
Lastbil, 25t EU2, 48% lastet, pr. km og pr. kgkm, blandet lokal kørsel	8,2 tons last. Blandet lokal = 32% by, 44% landevej, 24% motorvej (TEMA2000 default)
Lastbil, 25t EU2, fuld, pr. km og pr. kgkm, blandet lokal kørsel	17 tons last. Blandet lokal = 32% by, 44% landevej, 24% motorvej (TEMA2000 default)
Lastbil, 40-48t EU2, tom, pr. km, blandet kørsel i Danmark	Blandet kørsel DK = 5% by, 15% landevej, 80% motorvej (skøn IPU og COWI)
Lastbil, 40-48t EU2, 70% lastet, pr. km og pr. kgkm, blandet kørsel i Danmark	16,8-22,4 tons last. Blandet kørsel DK = 5% by, 15% landevej, 80% motorvej (skøn IPU og COWI)
Lastbil, 40-48t EU2, fuld, pr. km og pr. kgkm, blandet kørsel i Danmark	24-32 tons last. Blandet kørsel DK = 5% by, 15% landevej, 80% motorvej (skøn IPU og COWI)
Lastbil, 40-48t EU2, 70% lastet, pr. km og pr. kgkm, motorvejskørsel	16,8-22,4 tons last
Bulk carrier, 2.000t diesel, 75% lastet, pr. kgkm	1.500 t last SO <sub>2</sub> er beregnet ud fra 0,05% S i brændslet
Bulk carrier, 150.000t fuel, 75% lastet, pr. kgkm	112.500t last
Godstog, diesel DK, kgkm	
Godstog, elektrisk DK, kgkm	

Lasten af lastbilerne skal tages med forbehold, da de afhænger af den eksakte lastbiltype. Særligt udstyr som kran nedsætter lasteevnen. Med hensyn til blandet kørsel i Danmark er denne skønnet ud fra tureksempler i TEMA2000 for lange ture, dvs. over Storebæltsbroen eller yderpunkter i Jylland. Yderligere er skønnet en blandet kørsel regionalt (20% by, 20% landevej, 60% motorvej), som vil være typisk på middellange ture (størrelsesorden 50 km). Der kan i praksis være stor variation i køremønstret, især lokalt og regionalt. Det normale svovlindhold for dieselolie for landtransport er 0,005% (lav svovl), og dette er benyttet ved beregningerne.

Bulk carrier på 2.000 tons regnes i TEMA2000 for at være med 2-takts "slow speed" motor som sejler på fuelolie med højt svovlindhold. Det normale for denne skibsstørrelse (coaster) må antages at være 4-takts "medium speed" motor som sejler på dieselolie. Den af TEMA2000 beregnede SO<sub>2</sub>-emission er derfor omregnet i forhold til dieselolie med 0,05% svovlindhold (let diesel). Der kan være mindre variation på de to motortyper med hensyn til NO<sub>x</sub> og VOC.

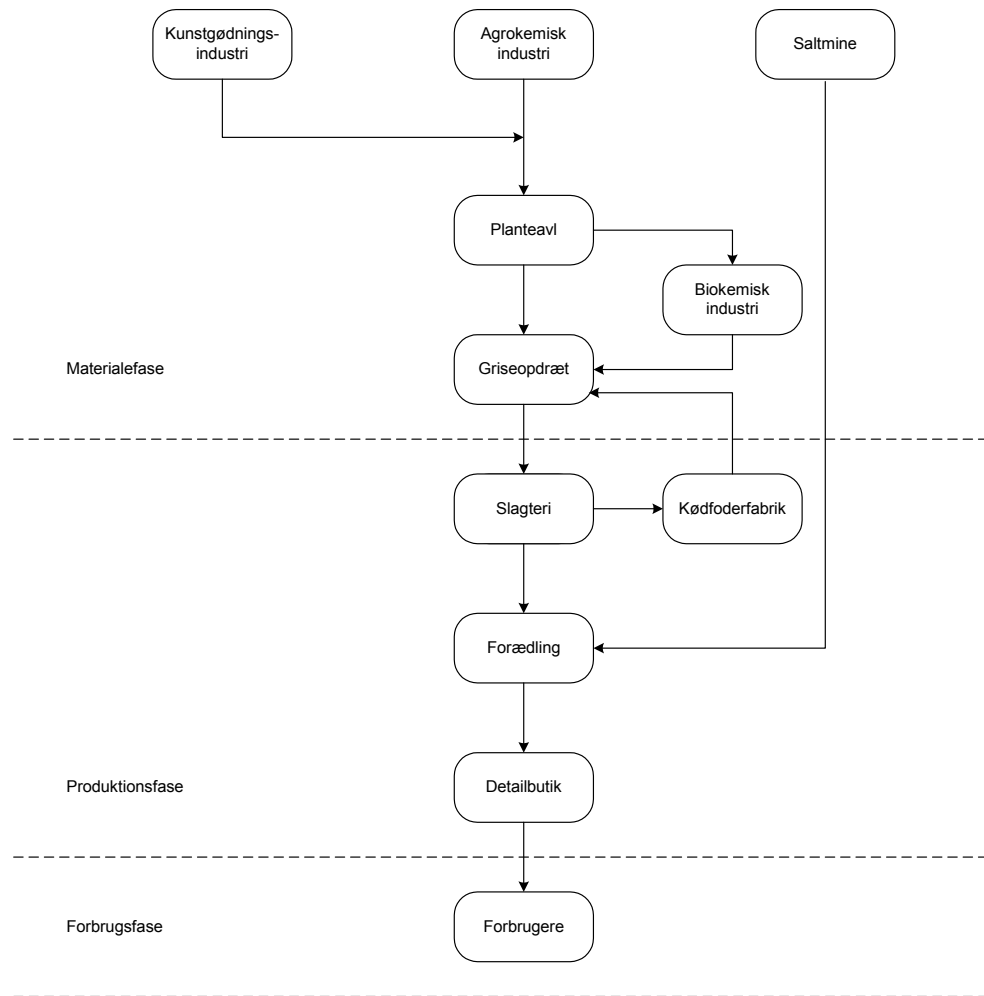
De beregnede transportprocesser er sammenlignet dels med de eksisterende data i UMIP PC-værktøjet og dels med processerne for brændstoffer forbrændt i motorer beregnet ud fra oplysningerne i European Environmental

Agency (EEA), 1999, som blev anvendt i vurderingen af godstransportens relative miljøbelastning (afsnit 3.1.4). De eksisterende data i UMIP PC-værktøjet, som stammer fra 1990, passer rimelig godt med hensyn til brændstofforbrug og CO<sub>2</sub>. Men de er som ventet alt for høje med hensyn til alle andre emissioner, hvilket tilskrives de væsentlige emissionsbegrænsninger, der er sket via EURO-normerne siden 1990. Med hensyn til sammenligningen med forbrændingsprocesserne beregnet ud fra EEA passer resultaterne godt for dieselolie forbrændt i dieselmotor EURO 2 vs. lastbil EURO2 blandet kørsel i TEMA2000. Resultaterne stemmer nogenlunde overens inden for en forventet variationsbredde for de øvrige motorforbrændinger. VOC fra benzinmotoren er dog ca. 4 gange højere end i TEMA2000. Beregningen fra EEA gælder antageligt en tidligere biltype med katalysator (ca. EURO1).

## 5.2 LCA-screening af skinke

Der er foretaget en LCA-screening af den skinke, der er beskrevet i Annex O i (Weidema et al. 1995). Et flowchart over det betragtede system fremgår af figur 5.1. Materialefasen omfatter: Kunstgødningsindustri, agrokemisk industri, saltmine, planteavl, griseopdræt og biokemisk industri.

Produktionsfasen omfatter: Slagteri, forædling, detailbutik og kødfoderfabrik. Brugsfasen omfatter forbrugerne. Forhold omkring gensplejset foder, herunder transport, er ikke omfattet af LCA-screeningen, da gensplejningsproblematikken ikke var aktuel på det tidspunkt, det bagvedliggende studie blev udført.



Figur 5.1 Flowchart for skinke.

Der er anvendt en anden foderblanding end angivet i (Weidema et al. 1995), se tabel 5.1. I forhold til livscykluskortlægningen i (Weidema et al. 1995) er bygninger, maskiner samt emballage ikke medtaget. Det samme gælder den omtalte ahornsirup. Der er også set bort fra bortskaffelsesfasen. Det vurderes, at disse ændringer og udeladelser ikke er væsentlige for de fremkomne resultater.

Tabel 5.1. Anvendt foderblanding for slagtesvin, (Tybirk. 1993).

Foderkomponent	Mængde	
	kg	%
Byg	89,23	29,4%
Hvede	99,31	32,8%
Majsfodermel (Kelloggs kvalitet)	9,00	3,0%
Rapskage, fedtrig, dobbeltlav	20,21	6,7%
Soyaskrå, toasted	55,81	18,4%
Hvedekliid	4,80	1,6%
Solsikkekrå, delvis afskallet	3,00	1,0%
Animalsk fedt	4,74	1,6%
Melasse, sukkerroe	1,88	0,6%
Fiskemel	3,42	1,1%
Kødbenmel, askefattigt	1,20	0,4%
Kødbenmel, askerigt	4,26	1,4%
Skummetmælkspulver, denat.	0,76	0,3%
Calciumcarbonat, kridt	1,92	0,6%
Dicalciumfosfat	1,41	0,5%
Fodersalt/stensalt	1,08	0,4%
L-Lysin,HCl 40%, hv.klid 60%	0,25	0,1%
DL-Methionin 40%, hv.klid 60%	0,08	0,0%
L-Treonin 50%, hvedekliid 50%	0,02	0,0%
Solivit Mikro 61/Grise-Vit 140/	0,00	0,0%
Svine-Vit 400	0,64	0,2%
I alt	303,00	100,0%

Noter:

En årsso producerer 20 slagtesvin, som slagtes ved 98 kg levende vægt.

Pr. slagtesvin anvendes 60 kg sofoder, 38 kg smågrisefoder og 205 kg slagtesvinefoder, dvs. i alt 303 kg.

Ved allokeringen er brugt de allokeringsfaktorer, som er vist i figur O2 i (Weidema et al. 1995). Disse er baseret på økonomisk værdi.

Udledning af pesticider til jord og vand som følge af dyrkning af korn og lignende kan p.t. ikke medtages i UMIP PCværktøjet, da der ikke er beregnet tox effekt faktorer.

På figur 5.2 er vist de afstande, transportmidler og transportarbejde, der er regnet med ved screeningen. Figuren er samtidig en oversigt over de processer, det har været nødvendigt at oprette i UMIP PC-værktøjet.

Table U4 Transports in the "unallocated" life cycle of the ham.

Transports	Transport distances			Product mass <sup>a</sup>	Transported loading capacity		
	Ship	Rail	Lorry		Ship	Rail	Lorry
	km			kg	kgkm		
Pesticides to farms <sup>b</sup>		1000	200	0.010		10.0	2.0
N to fertilizer industry <sup>c</sup>	1185	45		0.877	1039.3	39.5	
N-fertilizer to farms <sup>d</sup>			208	0.878			182.6
Raw P to fert. industry <sup>e</sup>	5926	1000		0.160	948.2	160.0	
P-fertilizer to farms <sup>e</sup>			208	0.120			25.0
Raw K to fert. industry <sup>f</sup>	2430	580		0.680	1652.4	394.4	
K-fertilizer to farms <sup>f</sup>			208	0.139			28.9
Ca from mine to farms <sup>g</sup>			400	1.373			549.3
Minerals to pig husbandry <sup>h</sup>			400	0.055			22.0
Salts to food processing <sup>i</sup>			100	0.020			2.0
Maple syrup to Tulip Int. <sup>j</sup>	6100		230	0.030	183.0		6.9
Crops to bio-chem. industry <sup>k</sup>			200	1.300			260
Bio-chem. prod. to farms <sup>l</sup>		1000	200	0.012		12.0	2.4
Feed to pig husbandry <sup>m</sup> - soya - other feed components	10000		1600 50	0.663 5.412	6630.0		1060.8 270.6
Feed to milking cows <sup>n</sup> - soya etc. - other feed components	10000		1600 50	0.116 2.816	1160.0		185.6 140.8
Milk to dairy <sup>o</sup>			160	0.790			126.4
Whey to pig husbandry <sup>o</sup>			160	0.703			112.5
Animals to rendering plant <sup>p</sup>			300	0.669			200.7
Animal meal to pig farms <sup>q</sup>			400	0.164			65.6
Pig to slaughterhouse <sup>r</sup>			160	1.230			196.8
Ham to food processing <sup>s</sup>			320	0.930			297.6
Cured ham to retail shops <sup>t</sup>			400	1.084			433.6
<i>Total</i>	-	-	-	-	11613	615.9	4172.1

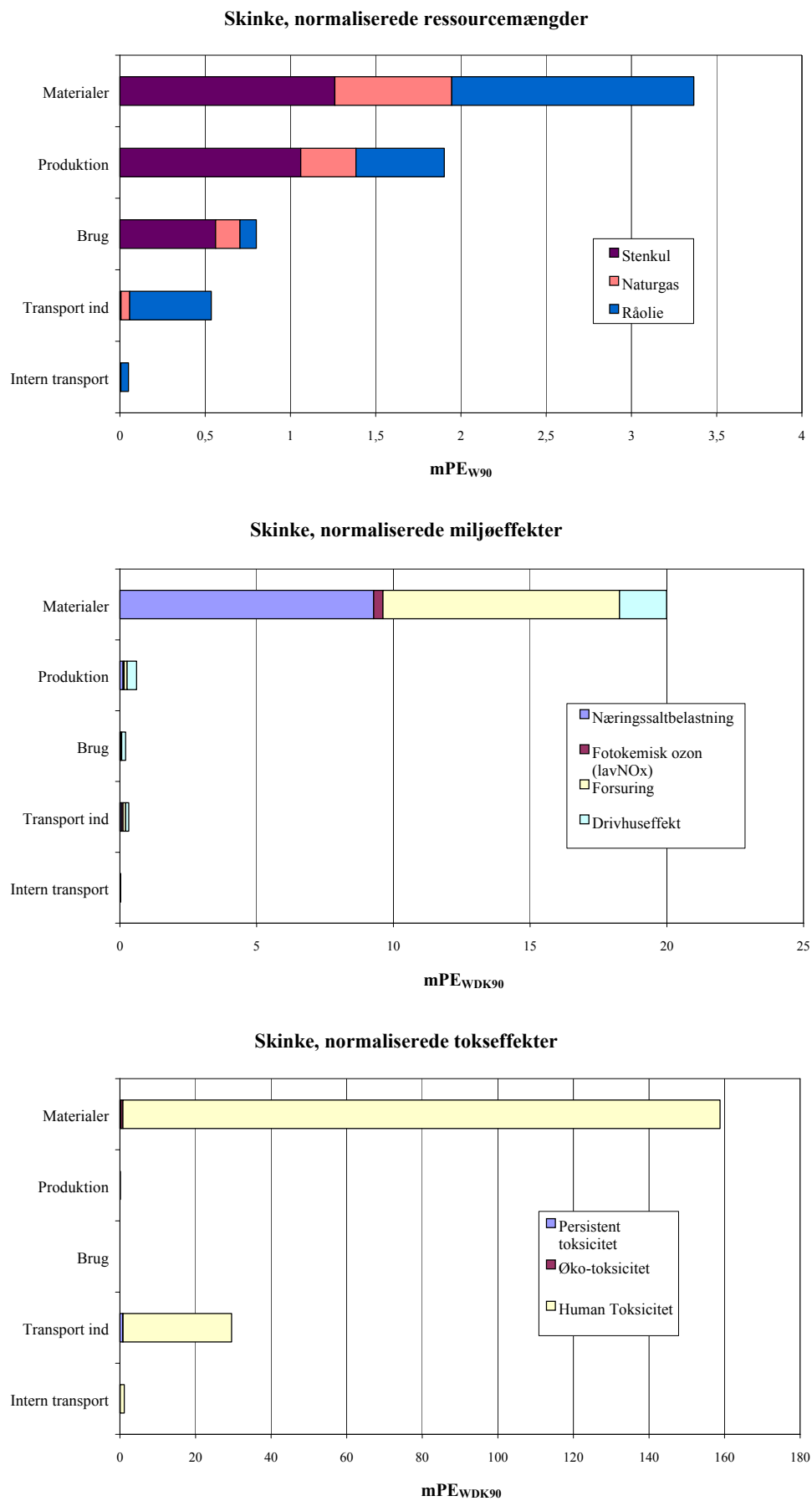
- a) from Annex O, "unallocated", with weight of packaging added.
- b) 1000 km by rail and 200 km by lorry as an estimate for a continental production and the distribution to the farmer (according to information from several industries, pesticides used in Denmark are mainly formulated in Europe, e.g. Germany, France, Belgium, Norway and U.K. The active components are to some extent imported from the U.S.A., Brazil, India and Israel).
- c) 60% of the Danish N-fertilizer is imported, mainly from North-western Europe (estimated 1200 km by ship); 40% is produced in Fredericia in Denmark (Lauritsen 1993) from ammonia from the Netherlands and U.K. (85%; estimated 1200 km by ship) and Russia (15% of the 40%; estimated 750 km by rail and 950 km by ship); all transports calculated as calcium ammonium nitrate (26% N); fertilizer used for imported crops is assumed to have the same transport requirement as Danish fertilizer (76% or 0.023 kg of the N is used for Danish crops).
- d) calculated as calcium ammonium nitrate (26% N); weight of packaging (1 g) included; transport from producer (Fredericia) to farmer and from harbour to farmer estimated at 250 km and 180 km, respectively, including empty return trips.
- e) raw phosphate weighs 6.7 kg per kg P (Leth-Espensen 1993) and is transported from mine to harbour by rail (estimated 1000 km including empty return trips) and from harbours in Florida (35%; 8700 km), Finland (27%; 1900 km), Morocco (25%; 5000 km) and Syria (13%; 8600 km) to Denmark partly via fertilizer factories elsewhere in north-western Europe); fertilizer used for imported crops is assumed to have the same transport requirement as Danish fertilizer (47% or 0.002 kg of the P is used for Danish crops); transport to farmer calculated as triple phosphate (5 kg per kg P) with 60% transported 180 km and 40% transported 250 km including empty return trips.
- f) The raw materials carnallit and kainit (containing 8.4% and 11.5% K respectively, giving an average weight of the raw materials of 10 kg per kg K assuming equal amounts of carnallit and kainit) are transported from mines by rail (30% transported 800 km from Germany, 40% transported 100 km in England and 30% transported 1000 km in Canada and Spain including empty return trips) and from harbours in England (40%; 1200 km), Canada and Spain (30%; 6700 km) to Denmark partly via fertilizer factories elsewhere in North-Western Europe using the distribution of raw material sources for the Danish fertilizer production (Lauritsen 1993) as an estimate for both Danish and imported production; fertilizer used for imported crops is assumed to have the same transport requirement as Danish fertilizer (60% or 0.003 kg of the K is used for Danish crops); transport to farmer calculated as potassium chloride (49% K) with 60% transported 180 km and 40% transported 250 km including empty return trips.
- g) estimated distance from mine to farms; including empty return trip.
- h) minerals consists of 24 g calcium carbonate, 18 g dicalcium phosphate and 14 g sodium chloride. The distance is estimated from mines to farms, including empty return trip.
- i) from mine in Mariager to food processing in Århus, including empty return trip.
- j) the syrup comes from Plessisville, Quebec, Canada. Lorry in Canada 200 km including empty return trip. Ship from Quebec to Århus 6100 km. Lorry in Århus 30 km including empty return trip.
- k) amino acids and vitamins are produced in Western Europe. The transport from the farmers to the factories is estimated to an average of 200 km by lorry, including empty return trip.
- l) from the factories the products are transported by rail, 1000 km, to the Danish wholesaler who makes the feedstuff mix. From the wholesaler amino acids and vitamins are transported by lorry, 200 km, incl. empty return trip.
- m) soya comes from Brazil, ship 10'000 km and lorry 1600 km including empty return trip; the other feed components are mainly grown on the farm itself; however some components are transported to the farm via a wholesaler estimated as an average of 50 km by lorry. Straw is supplied by the farmer himself. The energy consumption for internal transport on farms is included in the figures for agricultural production.
- n) transport for soya and oil cakes totalling 0.116 kg is estimated as for soya for pigs; other concentrates totalling 0.143 kg and coarse fodder, 2.673 kg, is estimated as for other feed components for pigs.
- o) estimated distance from farmer to dairy, including empty return trip.
- p) estimated transport from rendering plant to farmer, including empty return trip.
- q) estimated transport from rendering plant via wholesaler to farmer, including empty return trip
- r) from Munkholm (1994); including empty return trip.
- s) distance from Thisted to Århus, including empty return trip
- t) average distance for distribution, including empty return trip.

Figur 5.2 (table U4 er scannet og betragtes derfor som en figur) Afstande, transportmidler og transportarbejde for den uallokerede livscyklus for skinke, (Weidema et al. 1995)

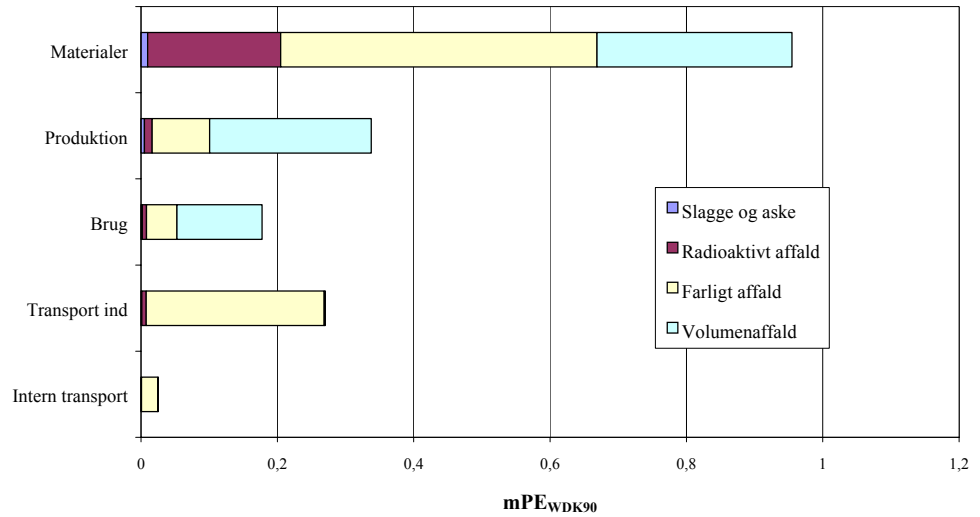
De normaliserede effektpotentialer for ressourceforbrug, miljøeffekter, toksicitet og affald fremgår af figur 5.3. De vægtede effektpotentialer fremgår af figur 5.4. I bilag F er vist træstruktur samt beregnede resultater for screeningen. Transport ind dækker transporten i materialefasen. Intern transport dækker transporten i produktionsfasen. Bemærk at transport fra slagteri til detailforetning er inkluderet i den interne transport.



Figur 5.3. Normaliserede effektpotentialer (4 figurer).

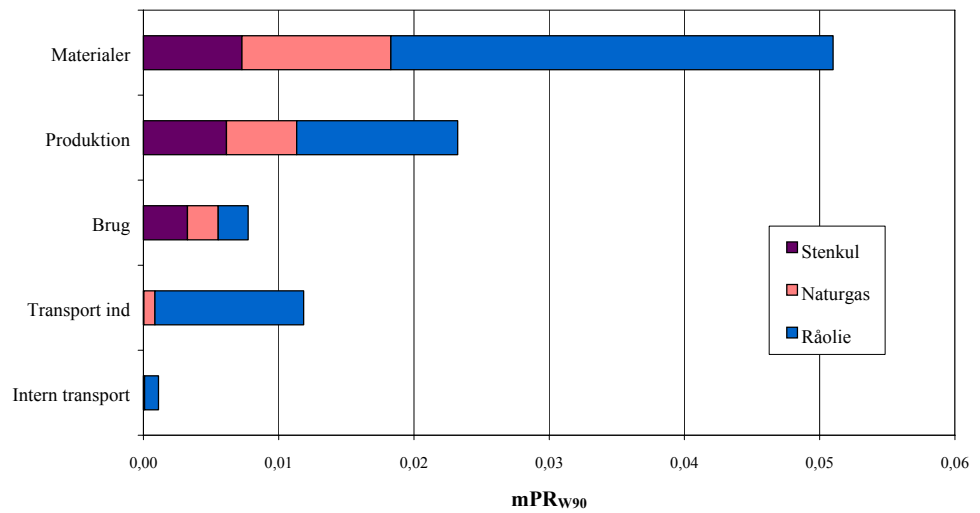


### Skinke, normaliserede affaldsmængder

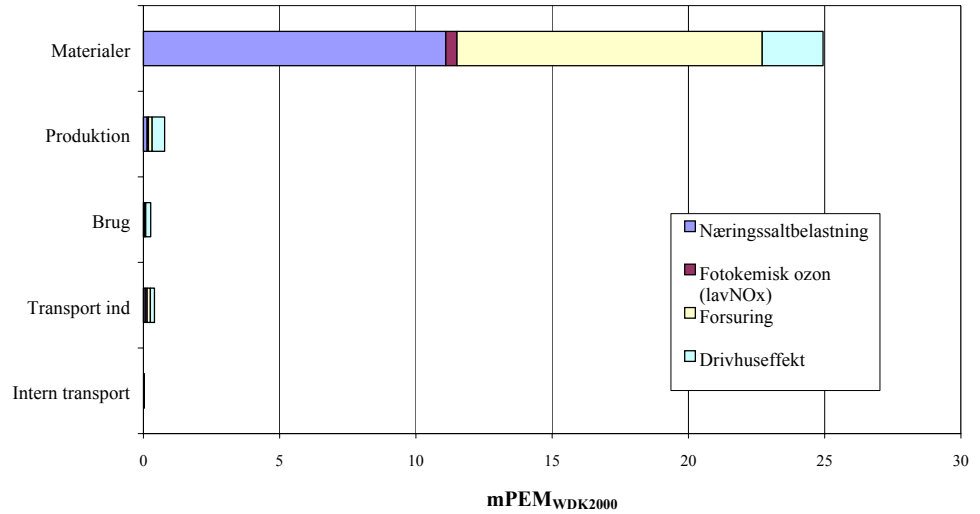


Figur 5.4. Vægtede effektpotentialer (4 figurer).

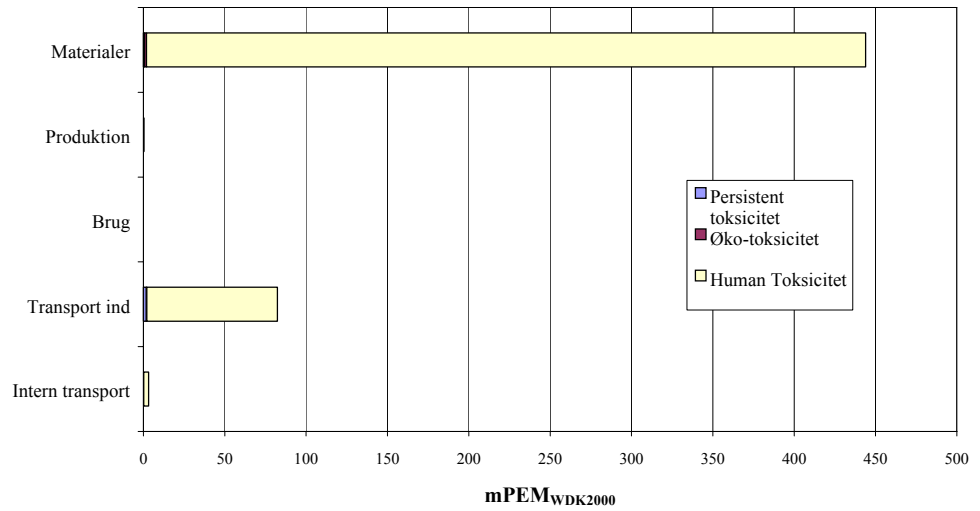
### Skinke, vægtede ressourcemængder



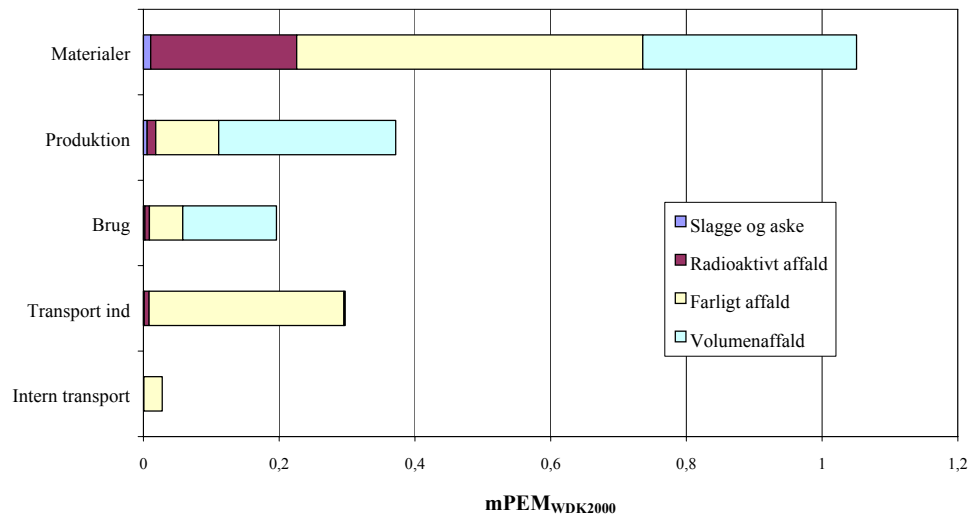
### Skinke, vægtede miljøeffekter



### Skinker, vægteden tokseffekter



### Skinke, vægtede affaldsmængder



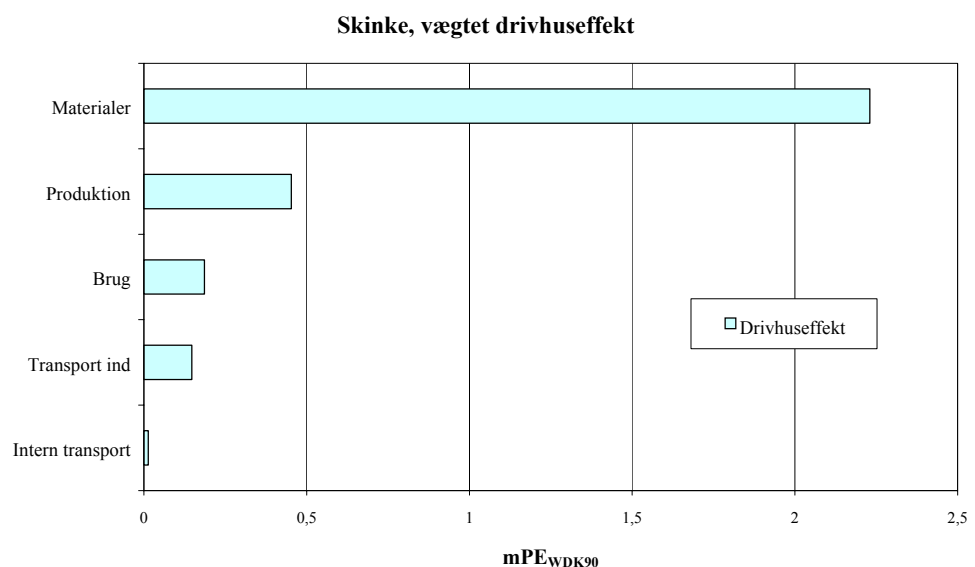
Det forhold, at der anvendes 3,09 kg foder pr. kg levende slagtesvin kombineret med den anvendte allokering medfører, at materialefase bliver meget dominerende. Det fremgår, at med hensyn til vægtet ressourceforbrug - stenkul, naturgas og råolie til produktion af energi - er materialefase dobbelt så stor som produktionsfasen. Transporten er i alt på omkring halvdelen af produktionsfasen. Transporten udgør ca. 25% i forhold til materialefase. Med hensyn til vægtede miljøeffekter er materialefase helt dominerende. Her er der to meget store bidrag af næringsaltbelastning, som især stammer fra ammoniakfordampning fra svinestald, byg (emission til vand af total-N) og hvede (emission til vand af total-N), og forsuring, som stammer især fra ammoniakfordampning fra svinestald.

Transportens bidrag til de vægtede miljøeffekter er uden væsentlig betydning - af størrelsesordenen 2%. På grafen for de vægtede toxeffektpotentialer dominerer den humane toksicitet. Som nævnt ovenfor er effekterne hidrørende fra anvendelsen af pesticider i landbruget ikke medtaget. Den humane tox skyldes stort set kun emission af partikler fra forbrænding af dieselolie - især traktor til dyrkning af hvede, sojakage og byg. Det skal bemærkes, at beregningen ikke kan anses for at være retvisende absolut set, da mængden af udledte partikler ikke indgår i normaliseringsreferencen, og yderligere er VOC og partikler fra de øvrige faser ikke vurderet. Transport udgør ca. 20% i forhold til materialefase.

Materialefase dominerer igen med hensyn til vægtede affaldsmængder. Radioaktivt affald og volumenaffald stammer fra energifremstilling. Farligt affald stammer især fra deponering af olieslam fra fremstilling af benzin og dieselolie. Transport udgør ca. 30% i forhold til materialefase. Fokuserende på transport kan det sammenfattende anføres, at denne udgør 20-30% i forhold til materialefase, hvad angår vægtet ressourceforbrug, tox og affald. Transport udgør kun ca. 2% i forhold til materialefase med hensyn til vægtede miljøeffekter.

På figur 5.5 er vist den vægtede drivhuseffekt for skinke. Igen er materialefase meget dominerende. Transporten er af mindre betydning (5,3% af den samlede drivhuseffekt).

Figur 5.5. Vægtet drivhuseffekt for skinke.



### 5.3 LCA-screening af TV

Transport screening af et TV er baseret på oplysninger i (Jørgensen et.al., 1996) og (Wenzel, 1996). Screeningen vedrører et TV svarende fx til et B&O 28", men screeningen er her revideret, således at den svarer til et TV produceret i EU og brugt i Danmark. Modellen for TV'ets livsforløb og de anvendte processer fremgår af træstrukturen i bilag G. Tabel 5.2 viser en oversigt over de vigtigste processer.

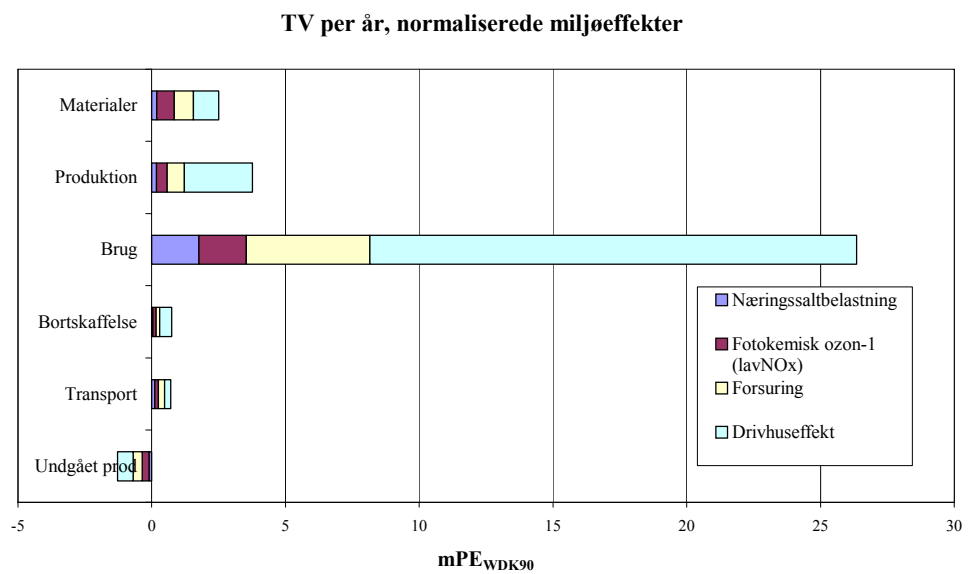
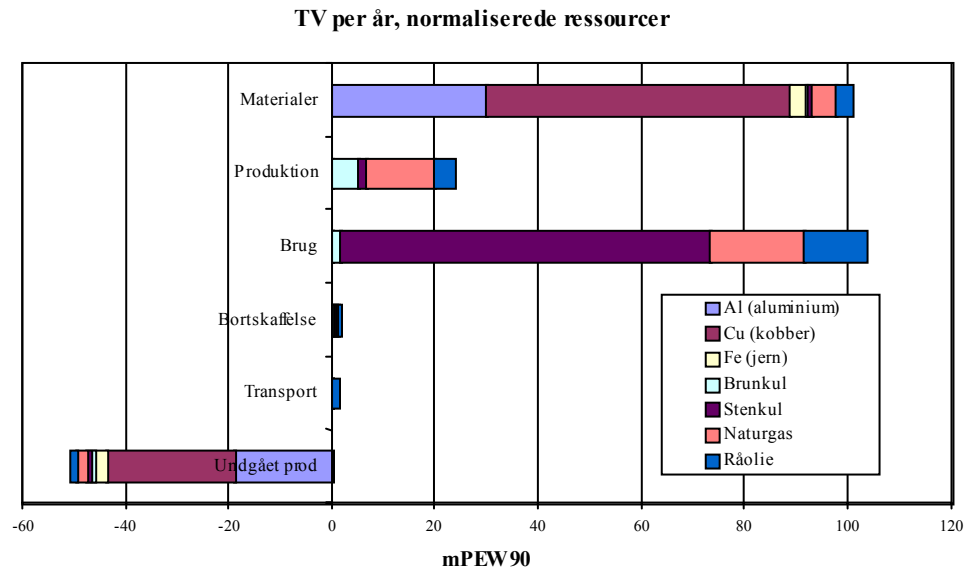
Tabel 5.2 Procesoversigt for TV ved 10 års brug.

Fase og proces	Beskrivelse
Transport ind, materialefase Glasråvarer (minerale) Plastråvarer (olie, naturgas) Aluminiumråvarer (alumina) Stålråvarer (malm) Kobberråvarer (malmskoncentrat) Papråvarer (træ)	25 kg, 250 km, godstog 11 kg, 5.000 km, skib (pipeline udeladt) 1 kg 10.000 km, skib 5 kg, 16.000 km, skib 1,7 kg, 16.000 km, skib 6 kg, 250 km, stor lastbil
Materialefase Glas Plast, ABS Plast, PS (slagfast) Aluminium Stål Kobber Pap (emballage)	25 kg 1 kg 10 kg 1 kg 3 kg 1 kg 3 kg
Transport ind, produktionsfasen Glas Plast, ABS Plast, PS (slagfast) Aluminium Stål Kobber Komponenter Pap (emballage) Olie til produktion Naturgas til produktion Kul til el for produktion	22 kg, 1300 km + 3 kg, 1000km, stor lastbil 1 kg, 1300 km, stor lastbil 10 kg, 1300 km, stor lastbil 1 kg, 700 km, stor lastbil 3 kg, 1000 km, stor lastbil 1 kg, 1000 km, stor lastbil 1 kg, 20.000 km, skib 3 kg, 50 km stor + 200 km mellemstor lastbil 18 kg distribution af olie 36 kg, 200 km pipeline 28 kg, 500 km coaster
Produktionsfase Naturgas Olie El	1750 MJ, især til billedrørsfremstilling 750 MJ 100 kWh EU el
Transport ud, forbruger	44 kg, 400 km stor lastbil + 450 km mellemstor lastbil + 25 km varebil
Brugsfase	1970 kWh dansk el
Transport vedr. brugsfase	ca. 500 kg kul til elværk, 5000 km skib
Transport efter brug	44 kg, 150 km mellemstor lastbil
Bortskaffelsesfase Genvinding, 85% af TV'ene Deponi, 15% af TV'ene	Metaller omsmeltes. Pap genvindes. 50% plast omsmeltes og 50% affaldsforbrændes
Undgået produktion Glas Plast, PS (slagfast) Aluminium Stål Kobber Pap Energi	- 19,1 kg - 3,4 kg - 0,64 kg - 2,3 kg - 0,425 kg - 1,84 kg - 148,3 MJ dansk fjernvarmeproduktion
Undgået transport	Undgået transport af råvare transport ind til materialefase i forhold til undgået produktion

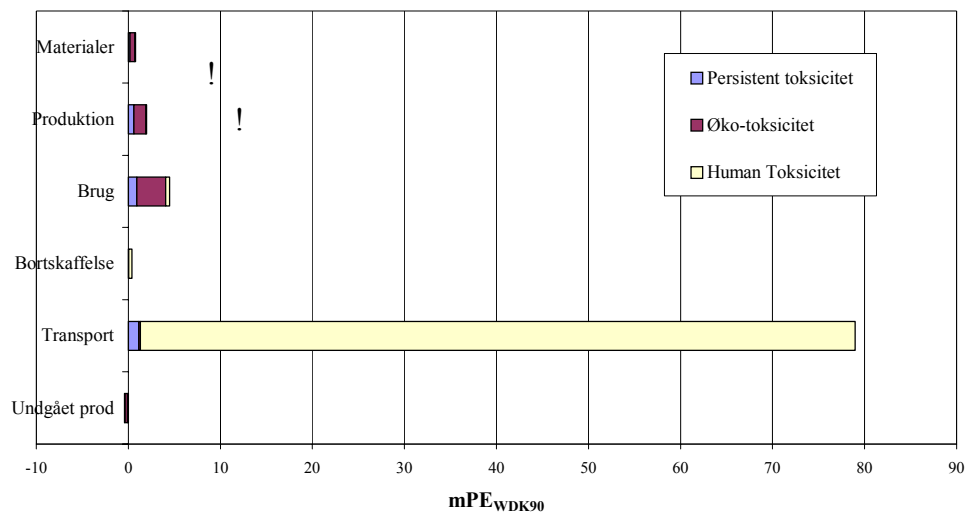
Allokering er undgået ved anvendelse af systemudvidelse, deraf undgået produktion. Ved den undgåede produktion er der taget hensyn til dels materialetab i genvindingsledet (indsamling, oparbejdning og omsmelting) og dels til kvalitetstab som følge af brug og genvinding. Det sidste er aktuelt for pap og plast, som er tillagt et kvalitetstab (lødighedstab) på 20%.

De normaliserede effektpotentialer for ressourceforbrug, miljøeffekter, toksicitet og affald fremgår af figur 5.6. Da transportfasen kun syner lidt, er denne vist separat i figur 5.7, så forskellen mellem de forskellige transportkæder fremgår. De vægtede effektpotentialer fremgår af figur 5.8.

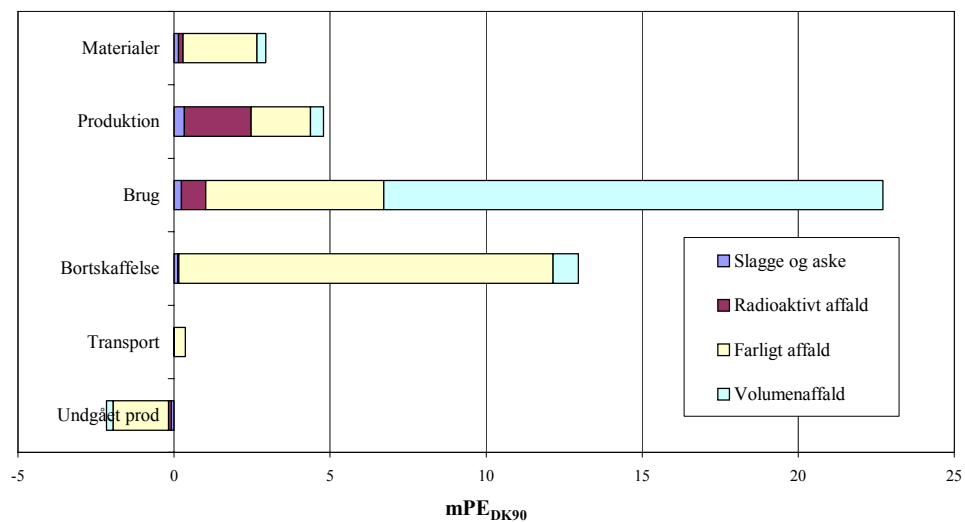
Figur 5.6 Normaliserede effektpotentialer.



TV per år, normaliserede tokseffekter, se tekst



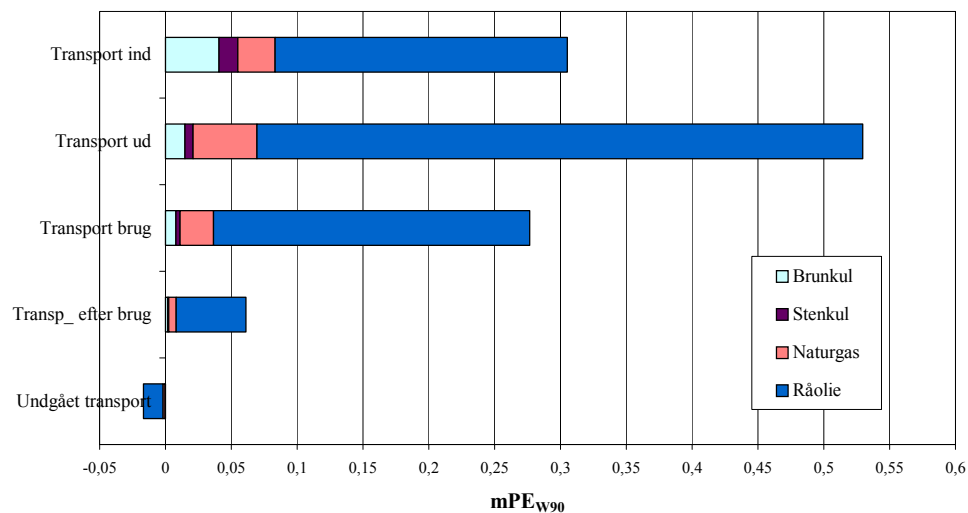
TV per år, normaliserede affaldsmængder



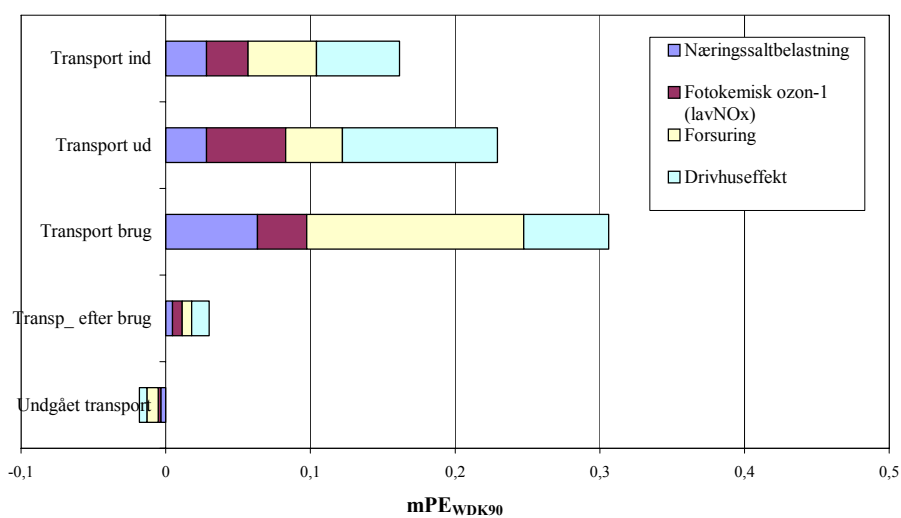


Figur 5.7 Normaliserede effektpotentialer for transportens ressourceforbrug og miljøeffekter.

**TV per år, normaliserede ressourcer**

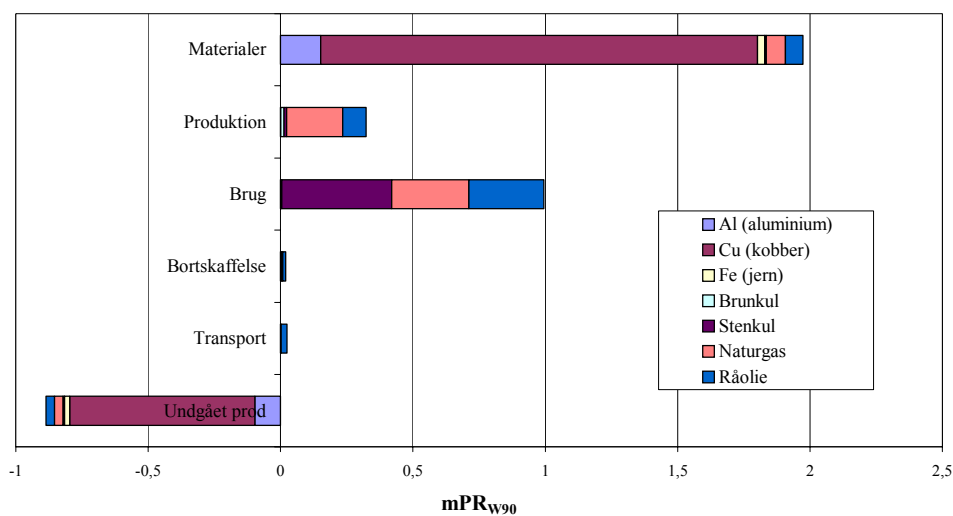


**TV per år, normaliserede miljøeffekter**

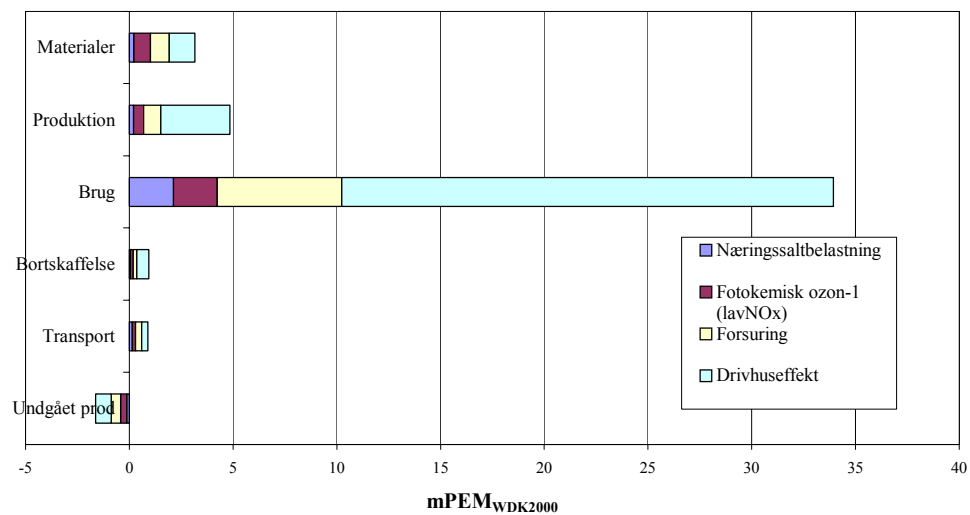


Figur 5.8 Vægtede effektpotentialer.

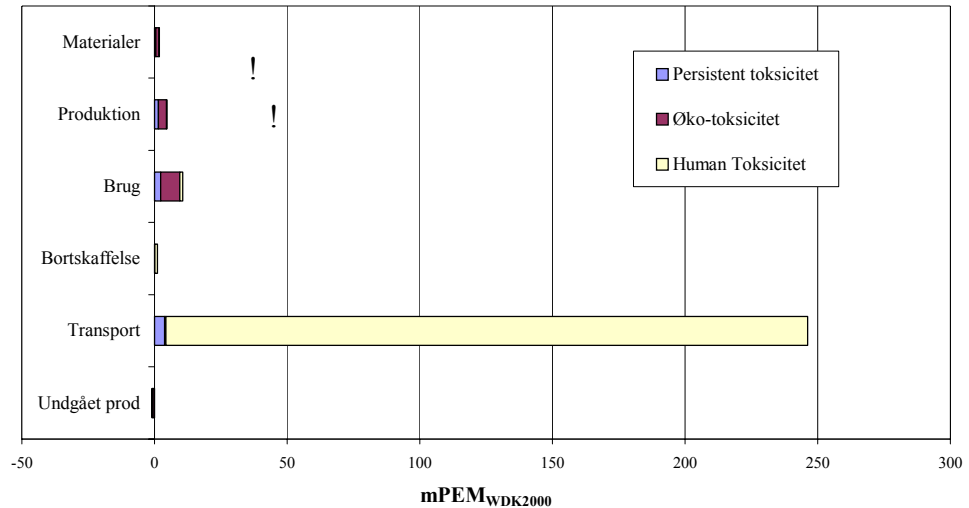
TV per år, vægtede ressourcer



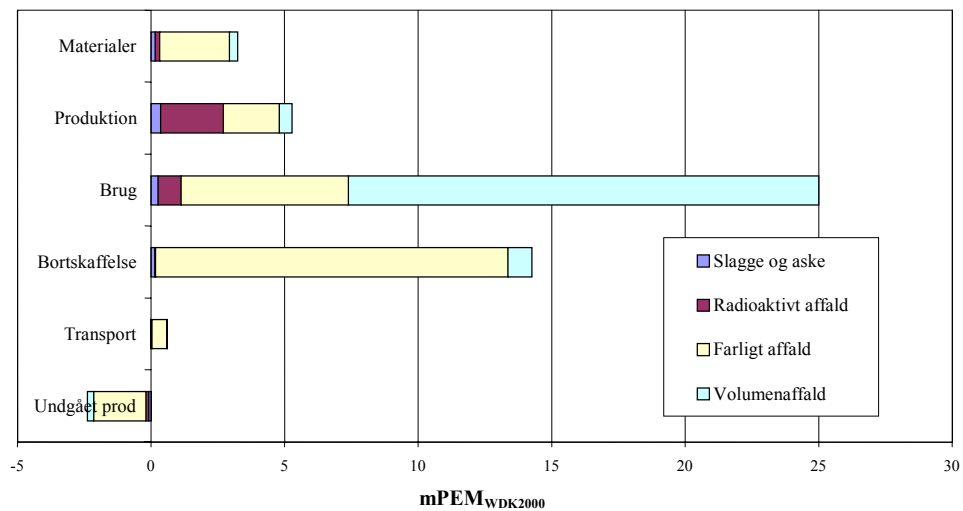
TV per år, vægtede miljøeffekter



### TV per år, vægtede tokseffekter, se tekst



### TV pr. år, vægtede affaldsmængder



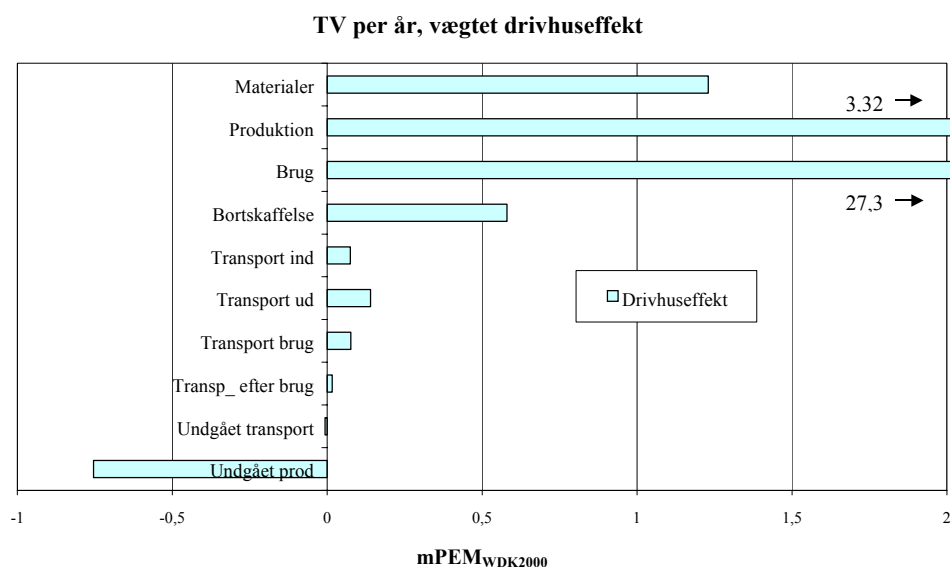
Resultaterne viser, at transport spiller en meget lille rolle i forbindelse med produktion, brug og bortskaffelse af et TV – dette selvom der er taget hensyn til transport af råstoffer og transport af brændsel til elproduktion for brugsfasen. Brugsfasen er dominerende med hensyn til miljøeffekter og affaldsmængder, hvilket skyldes energiforbruget. Materialefasen vejer meget med hensyn til ressourceforbruget, hvilket skyldes en forholdsvis stor mængde aluminium og kobber i TV'et. Man skal her huske på, at ressourceforbruget er normaliseret mod en persons gennemsnitsforbrug og afspejler derfor ikke de absolutte mængder målt i fx kg af de pågældende ressourcer. Endelig trækkes en stor del af aluminium og kobberforbruget fra igen som følge af undgået produktion ved genvinding af ressourcerne.

Med hensyn til toksicitetseffekterne dominerer transporten tilsyneladende, men dette skyldes, at kun VOC og partikler fra transporten er toksicitetsvurderet ved hjælp af faktorerne beregnet i afsnit 4.2.1 og 4.2.4. Energiforbruget til de øvrige faser, især produktions- og brugsfasen, giver ligeledes anledning til VOC og partikelemission som følge af forbrænding i kedler og på kraftværker. Disse er imidlertid ikke toksicitetsvurderet og dette er indikeret med et udråbstegn (!) i figurerne. Selvom VOC og

partikelemissionen pr. MJ omsat brændsel kan antages at være væsentlig mindre end for transport, vil der nok tegne sig samme billede af, at transporten næppe vejer tungt her heller.

Målt i mPE er toksiciteten meget stor. Dette skyldes, at toksicitet af transport ikke er indregnet i UMIP's normaliseringsreference, og der har heller ikke tidligere eksisteret forslag til toksicitetsvurdering af fx partikler, som muliggjorde toksvurdering af transporten.

Da reduktion af drivhusgasser er særligt i fokus er de vægtede drivhuseffektpotentialer vist separat i figur 5.9. Figuren tegner samme billede af transportens ringe andel – den tegner sig for ca. 1,1% af det samlede drivhuseffektbidrag. Distribution af tv'et udgør det største transportbidrag og lidt mindre er transport af råstoffer, halvfabrikata og energi til produktionen samt transport af brændsel til energiproduktion for brugsfasen.



Figur 5.9 Vægtede drivhuseffektpotentialer for TV.

#### 5.4 LCA-screening af bygning

Transport-screeningen af en bygning er beregnet i dette projekt. Der er taget udgangspunkt i et fiktivt, men realistisk parcelhus på 140 m<sup>2</sup>. Vægten af de indgående materialer er beregnet ud fra gængse massefylder og tykkelse af gulv, vægge, isolering m.v. Data for byggematerialer findes kun i begrænset omfang i UMIP PC-værktøjet, så der er her benyttet data fra (Miljøstyrelsen, 1995), som har været tilgængelige fra et andet projekt. Der er benyttet samme levetid for huset, 50 år, som i denne reference. Endelig er benyttet data for vindue i (Kvist et.al., 2000). Eventuelt mere opdaterede data fra fx SBI's (Bo og Byg) database har ikke været tilgængelige ved beregningerne, men nøjagtigheden af data er til dette screeningsformål ikke afgørende. Transportafstande er lagt ind efter bedste skøn. Et igangværende projekt for Miljøstyrelsen ved Niras A/S har været kontaktet, men dette projekt omhandler analyse af et specifikt byggeri og har derfor kun kunnet bidrage med generelle kommentarer til de udførte skøn.

Data for boligens energiforbrug er beregnet ud fra husholdningernes energiforbrug i Danmark, (183.000 TJ if. Energistyrelsen, 2000, se bilag A),

og fratrukket el som ikke vedrører boligopvarmning (28.800 TJ iflg. Energistyrelsen, 2000). Der er regnet med 2,3 mio. husholdninger i Danmark, hvilket giver et gennemsnitsforbrug på 67.000 MJ direkte energi pr. husholdning til boligopvarmning. Der er regnet med en gennemsnitsboligstørrelse på 100 m<sup>2</sup>, og da parcelhuset er 140 m<sup>2</sup>, er energiforbruget ganget med 1,4, svarende til 94.000 MJ afrundet. Det beregnede energiforbrug er verificeret mod den almindelige antagelse, at et parcelhus bruger 2500 l olie om året = 90.000 MJ direkte energi. Der er god overensstemmelse.

Modellen for bygningens livsforløb og de anvendte processer fremgår af træstrukturen i bilag H. Tabel 5.3 viser en oversigt over de vigtigste processer. Til transporter hvor der er regnet med tom retur kørsel er anført "t/r".

Tabel 5.3 Procesoversigt for bygning, parcel hus 140 m<sup>2</sup> i 50 år.

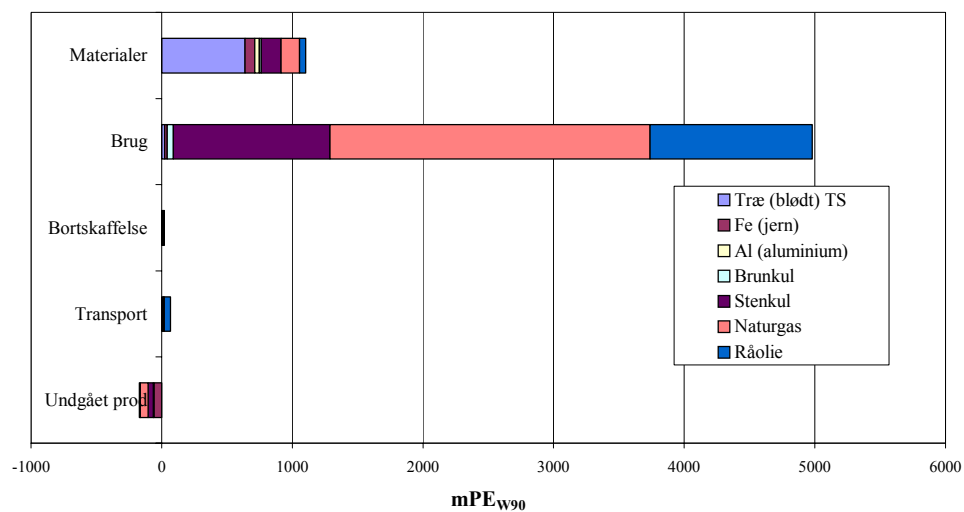
Fase og proces	Beskrivelse
Transport ind, materialefase Træråvarer Betonråvarer (mineraller)  Teglråvarer (ler) Mineraluldråvarer (mineraller)  Vinduesråvarer (glas m.v.)	10.000 kg, 50 km t/r, stor lastbil 79.000 kg, 20 km t/r skib + 100 km t/r stor lastbil  ingen transport 5.000 kg, 20 km t/r skib + 100 km t/r stor lastbil  500 kg, 800 km, stor lastbil
Materialefase Træ Beton, fabriks Beton, letbeton Stål Tegl Mineraluld Vinduer	10.000 kg 67.000 kg 12.000 kg 350 kg 26.000 kg 5.000 kg 10 stk.
Transport ind, produktionsfasen Træ  Beton, fabriks Beton, letbeton  Tegl  Mineraluld Vindue, 10 stk.	10.000 kg, 100 km t/r stor lastbil + 20km mellemstor lastbil  67.000 kg, 20 km, mellemstor lastbil 12.000 kg, 100 km t/r stor lastbil + 20km mellemstor lastbil  26.000 kg, 75 km t/r stor lastbil + 20km mellemstor lastbil  5.000 kg, 100 km, stor lastbil 500 kg, 100 km, stor lastbil
Brugsfase	310.000 MJ dansk el 1.185.000 MJ gasolie 880.000 MJ naturgas 1.885.000 MJ fjernvarme 440.000 MJ vedvarende energi 10 stk vinduer
Transport vedr. brugsfase	ca. 33.000 kg kul til elværk, 5000 km skib 27.800 kg distribution af olie 18.200 kg naturgas, pipeline transport af 10 vinduer inkl. råvarer
Transport efter brug	120.000 kg, 100 t/r km stor lastbil
Bortskaffelsesfase Genvinding af byggematerialer	Beton og tegl knuses. Armeringsstål udtages og omsmeltes. 50% mineraluld genvindes og 50% deponeres. Letbeton deponeres. Træ affaldsforbrændes
Undgået produktion Stål Granit Ler Sand & sten Energi	- 300 kg - 2500 kg - 26.000 kg - 67.000 kg - 1.113.000 MJ dansk fjernvarmeproduktion

Allokering er undgået ved anvendelse af systemudvidelse, deraf undgået produktion. Ved den undgåede produktion er der taget hensyn til materialetab i genvindingsledet (indsamling, oparbejdning og omsmelting) af stål. De øvrige genanvendte materialer antages at fortrænge forskellige råstoffer i forholdet 1:1.

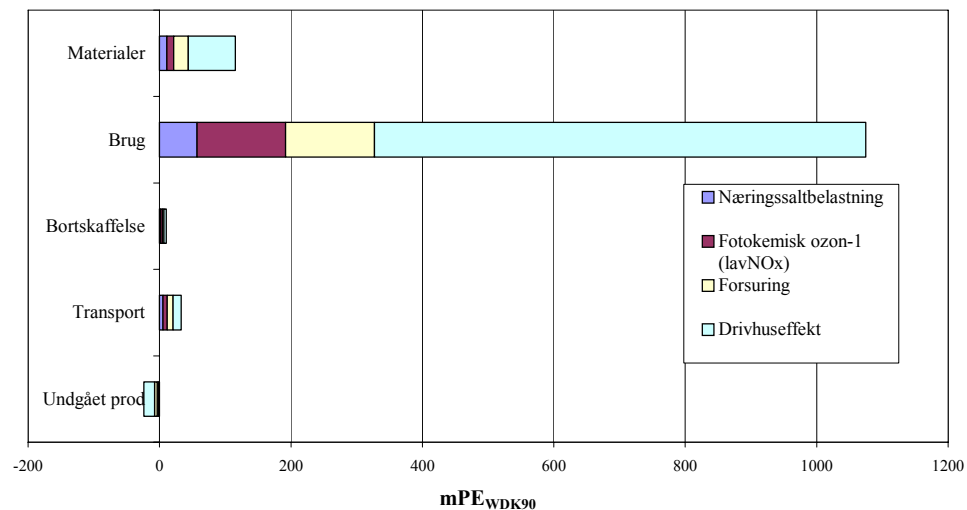
De normaliserede effektpotentialer for ressourceforbrug, miljøeffekter, toksicitet og affald fremgår af figur 5.10. Da transportfasen kun synes lidt, er denne vist separat i figur 5.11, så forskellen mellem de forskellige transportkæder fremgår. De vægtede effektpotentialer fremgår af figur 5.12.

Figur 5.10 Normaliserede effektpotentialer (4 figurer).

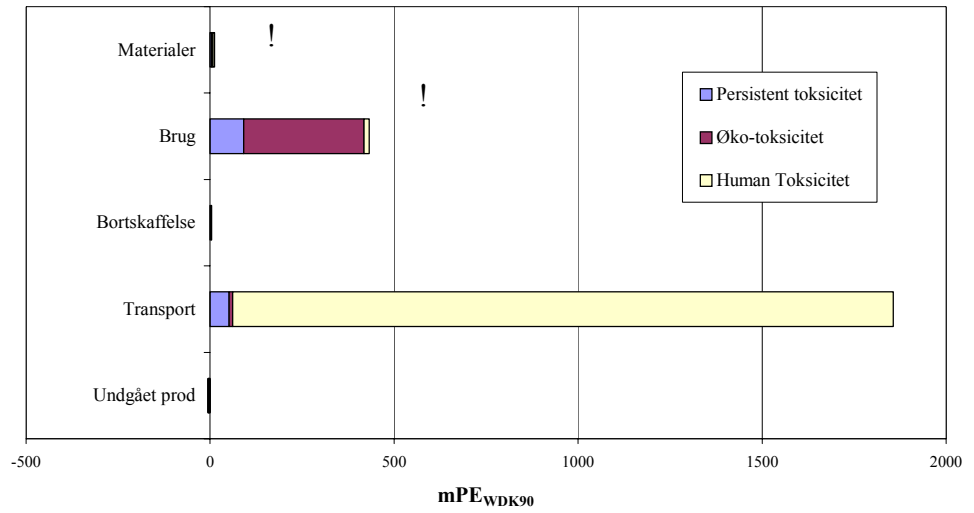
**Bygning per år, normaliserede ressourcer**



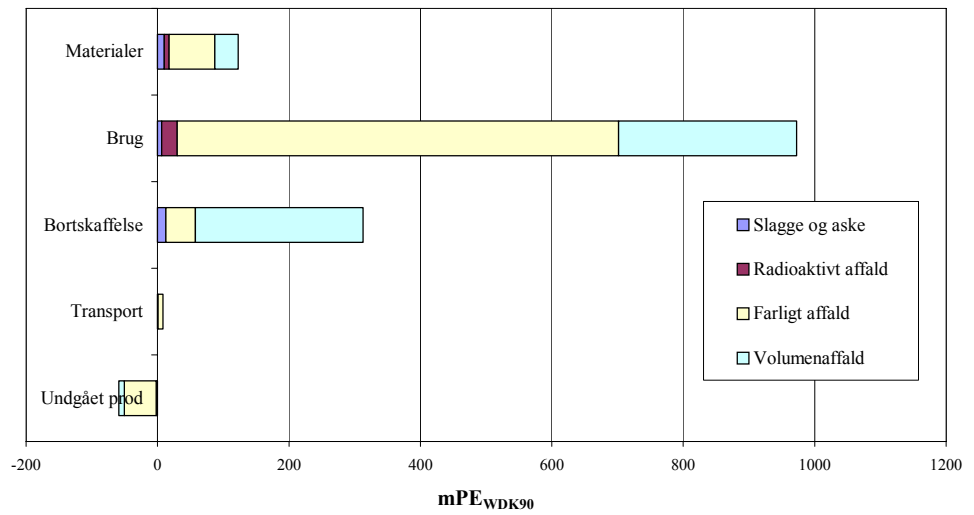
**Bygning per år, normaliserede miljøeffekter**



**Bygning per år, normaliserede tokseffekter, se tekst**

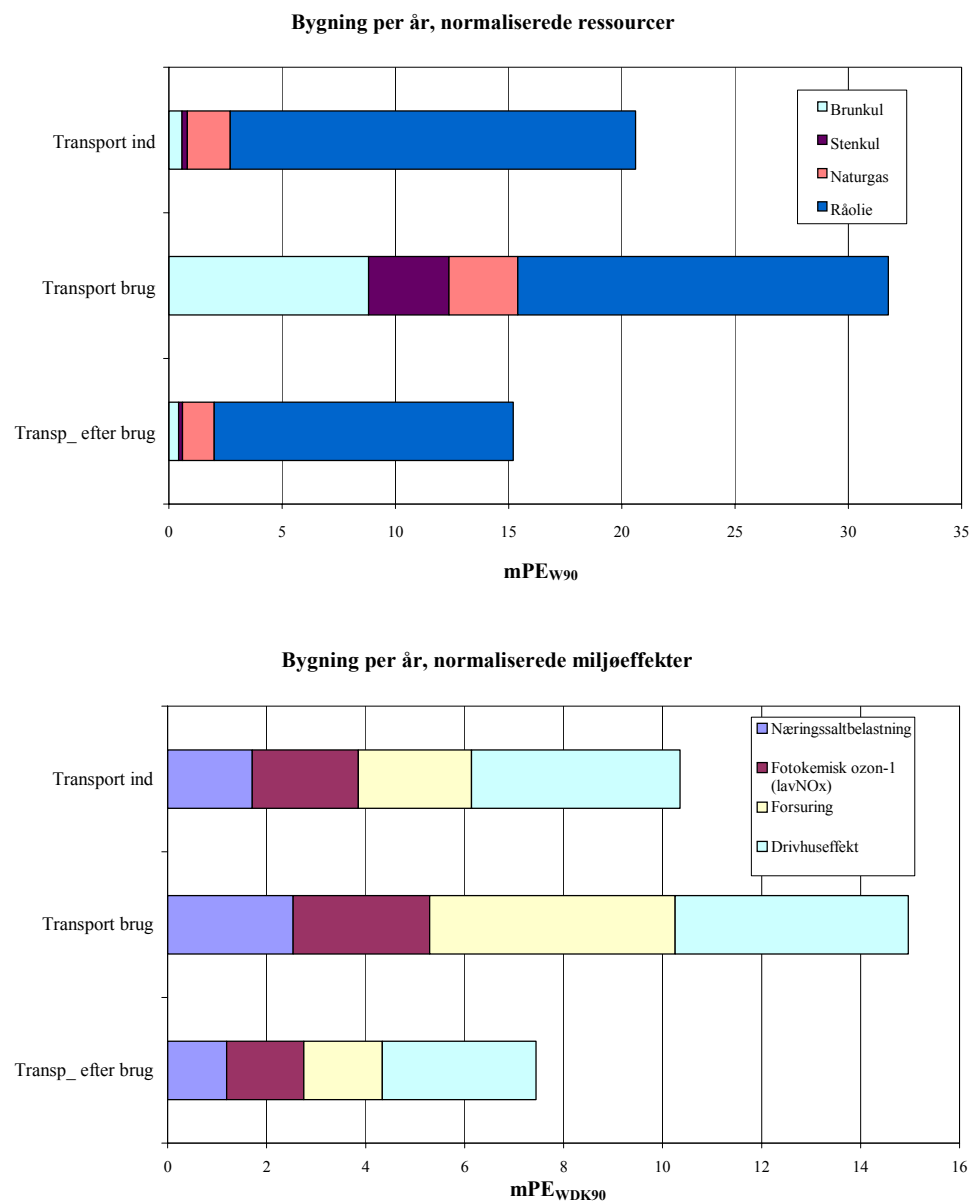


**Bygning per år, normaliserede affaldsmængder**



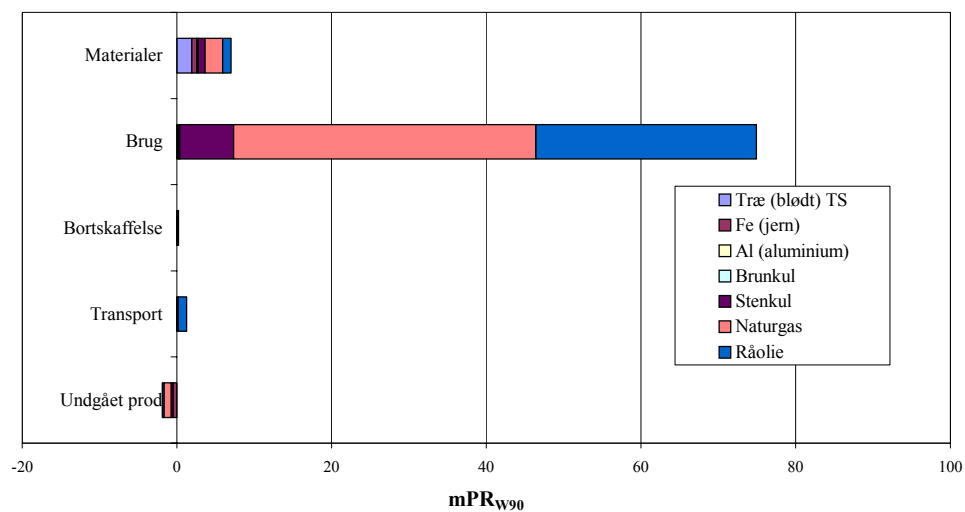


Figur 5.11 Normaliserede effektpotentialer for transportens ressourceforbrug og miljøeffekter.

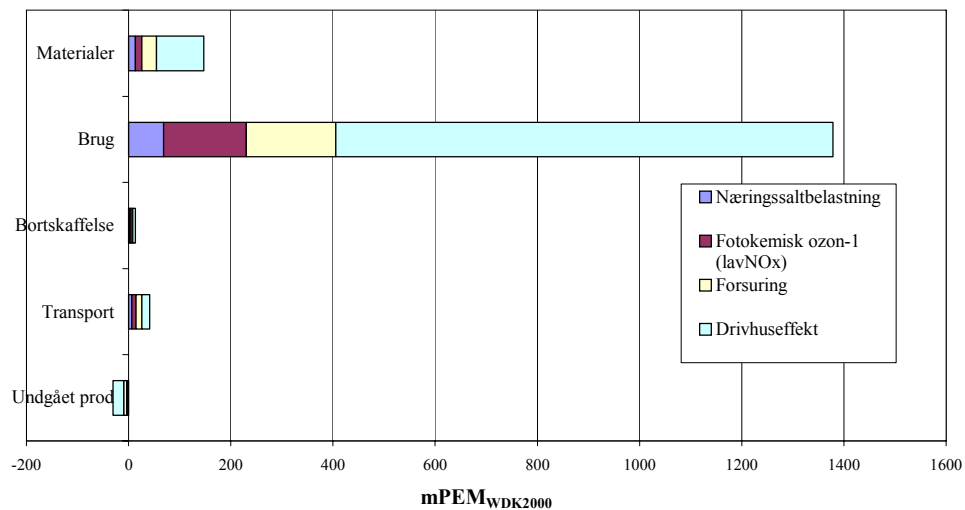


Figur 5.12 Vægtede effektpotentialer (4 figurer).

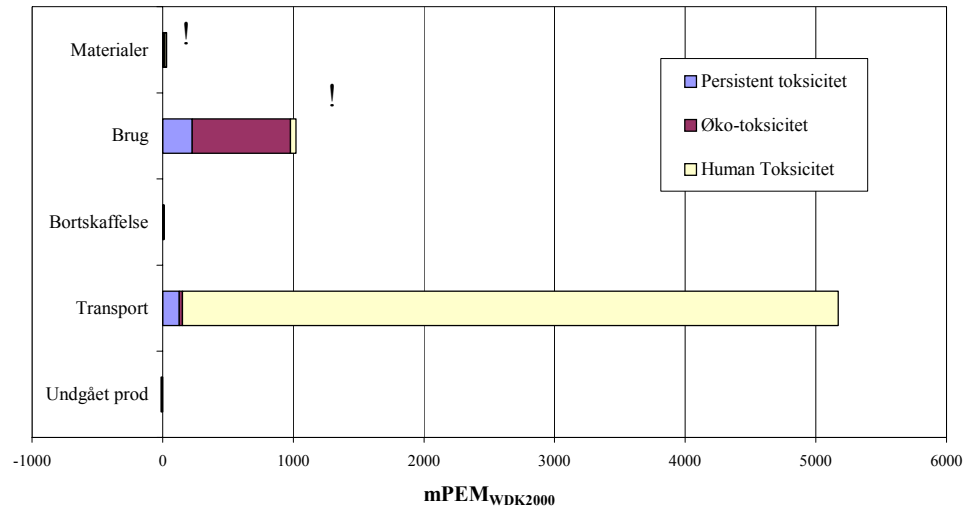
**Bygning per år, vægtede ressourcer**



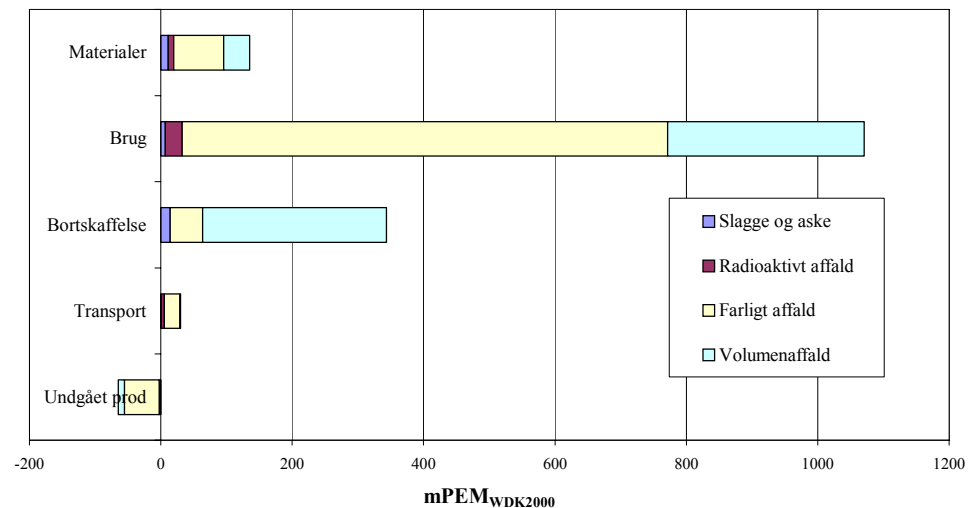
**Bygning per år, vægtede miljøeffekter**



### Bygning per år, vægtede tokseffekter, se tekst



### Bygning per år, vægtede affaldsmængder



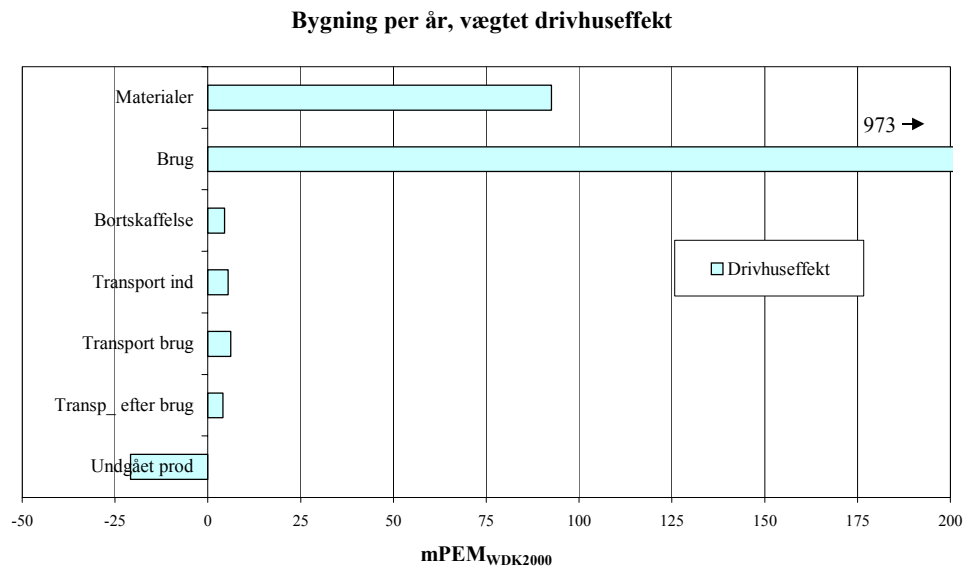
Resultaterne viser, at transport kun spiller en lille rolle i forbindelse med bygning, brug og bortskaffelse af et parcelhus – dette selvom der er taget hensyn til transport af råstoffer og transport af brændsel til brugsfasen. Brugsfasen er dominerende med hensyn til miljøeffekter og affaldsmængder, hvilket skyldes energiforbruget. Materialefasen vejer mindre og med hensyn til ressourceforbruget findes der ingen normaliserings- og vægtningsreference for mineralske råstoffer i UMIP. Ressourcerne til bygningen vejer derfor meget lidt og ressourcerne vedrører fremstillingsenergi. Det må dog forventes, at mineralske ressourcer skal vægtes meget lavt.

Med hensyn til toksicitetseffekterne dominerer transporten tilsyneladende, men dette skyldes, at kun VOC og partikler fra transporten er toksicitetsvurderet ved hjælp af faktorerne beregnet i afsnit 4.2.1 og 4.2.4. Energiforbruget til de øvrige faser, især materiale- og brugsfasen, giver ligeledes anledning til VOC og partikelemission, som følger af forbrænding i fyr og på kraftværker. Disse er imidlertid ikke er toksicitetsvurderet, og dette er indikeret med et udråbstegn (!) i figurene. Som nævnt i TV-casen i forrige afsnit er toksiciteten målt i mPE meget stor, da toksicitet af transport ikke er indregnet i UMIP's normaliseringsreference.

Da reduktion af drivhusgasser er særligt i fokus, er de vægtede drivhuseffektpotentialer vist separat i figur 5.13. Figuren tegner samme billede af transportens ringe andel – den tegner sig for ca. 1,5% af det samlede drivhuseffektbidrag. Transport af brændsel til energiproduktion for brugsfasen udgør det største transportbidrag, og lidt mindre er transport af råstoffer og halvfabrikata til materialefasen. I transport af brændsel indgår distribution af olie i EU, der for en del sker ved brug af el. Deraf forbruget af brunkul og stenkul i figur 5.11.

Hvis man ser på transportandelen i forhold til materialeforbruget (transport ind vs. materialer) udgør drivhuseffektbidraget knap 6%. Denne værdi svarer bedre til den forventede værdi fra analysen af afsnit 3.1.

Figur 5.13 Vægtede drivhuseffektpotentialer for bygning.



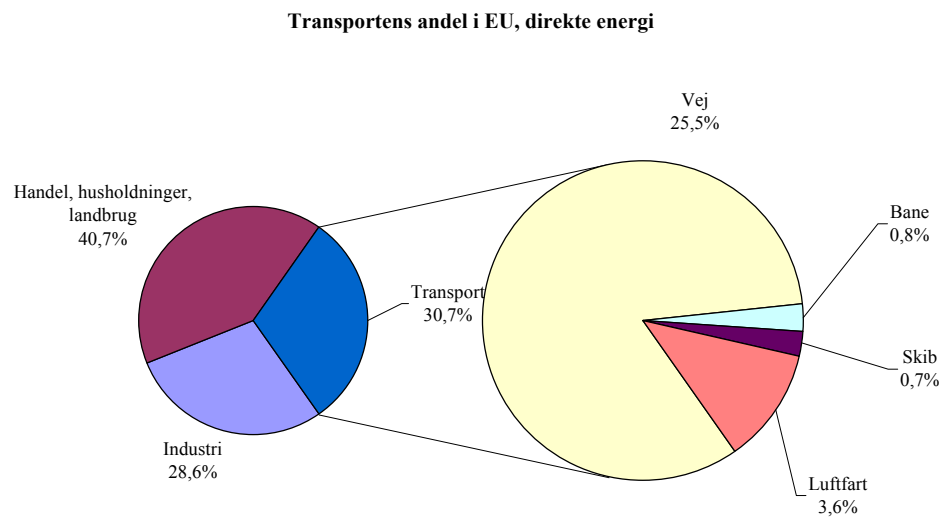
# 6 Konklusioner og anbefalinger

## 6.1 Konklusioner

### 6.1.1 Transportens energiforbrug

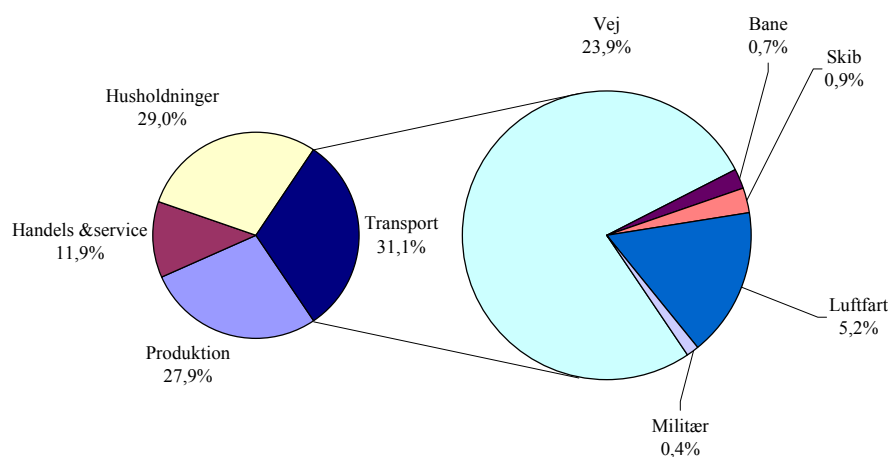
Figur 6.1 og 6.2 viser energiandelen af den samlede person og godstransport i EU og i Danmark. Som kilder er benyttet EU Transport in Figures (European Commission, 1999) og Energistatistik 98 (Energistyrelsen, 2000).

Oplysningerne er baseret på det direkte energiforbrug, dvs. at tab i forbindelse med energifremstilling (udvinding, raffinering og konvertering til el og varme) ikke er medregnet, se figur 3.1. Der arbejdes i det følgende med begreberne direkte og primær energi, og disse er forklaret i figur 3.1.



Figur 6.1 Transportens andel i EU, ekskl. international skibsfart, 1998.

### Transportens andel i Danmark, direkte energi



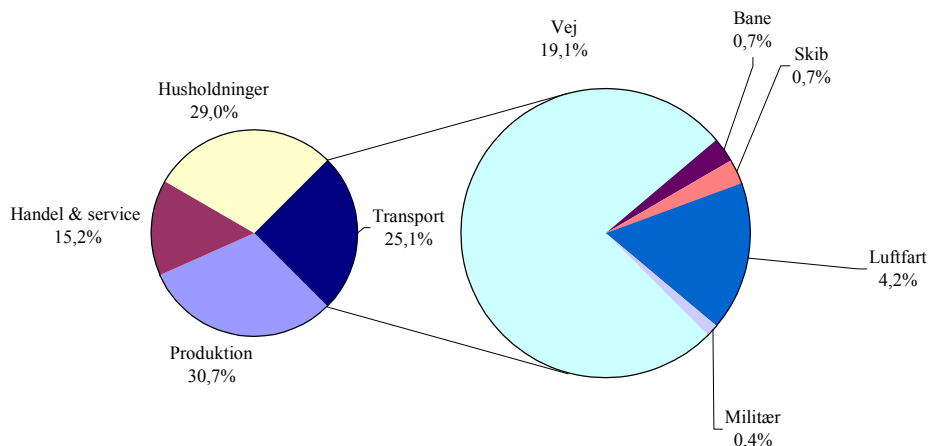
Figur 6.2 Transportens andel i Danmark, ekskl. international skibsfart, 1998.

For både Danmark og EU gælder at international skibstrafik ikke er medregnet, dvs. at brændsel ved bunkring er udeladt. (European Commission, 1999) oplyser imidlertid lidt ældre tal for bunkring, som viser, at andelen heraf udgør 3,8% af det samlede energiforbrug, svarende til godt 11% af transportenergiforbruget. Tal fra Oliebrancens Fællesrepræsentations olieberetning (Oliebrancens Fællesrepræsentation, 2000) peger på, at denne andel er ca. dobbelt så stor for Danmarks vedkommende. Statistikken vedrørende international skibstrafik er imidlertid mangelfuld, og det kan ikke afgøres, hvor stor en del der rent faktisk forårsages af dansk gods. Tallene viser dog, at international skibstrafik ikke er ubetydelig. Den altovervejende del udgøres antageligt af godstransport.

Figureerne viser nogenlunde samme billede. I EU statistik er handel, service og husholdninger lagt sammen og indeholder også landbrug, men svarer ret godt til summen af de danske andele. For EU er et mindre bidrag til ikke-energi formål ikke medtaget. Ikke-energi formål er fx olie, kul eller naturgas, som benyttes som råvarer for kemiske produkter. For Danmark er dette bidrag regnet med under produktion, men dette påvirker ikke det samlede billede. Transportandelen i Danmark og EU er ca. lige stor og fordeler sig på nogenlunde samme måde, dog således at den danske andel af lufttrafik er noget større end EU's gennemsnit. Ifølge Energistyrelsen (Jensen, 2000) skyldes dette et stort brændstofsalg fra Kastrup lufthavn, som er vanskelig at fordele på danske og udenlandske fly, men Energistyrelsen arbejder på at forbedre statistikken. Dansk indenrigsflyvning alene udgør kun 0,2% af det samlede energiforbrug.

Set fra et miljømæssigt synspunkt er fordelingen mellem de direkte energiforbrug ikke helt repræsentativt for miljø- og ressourcebelastningen. I stedet bør benyttes det primære energiforbrug, se faktaboksen i afsnit 3.11. Figur 6.3 viser transportens energiandel i Danmark fordelt ud fra primær energi. I figur 6.3 er el og varmeproduktion samt udvinding og raffinering delt ud på de enkelte forbrugsgrupper, som derved er repræsenteret ved det primære energiforbrug.

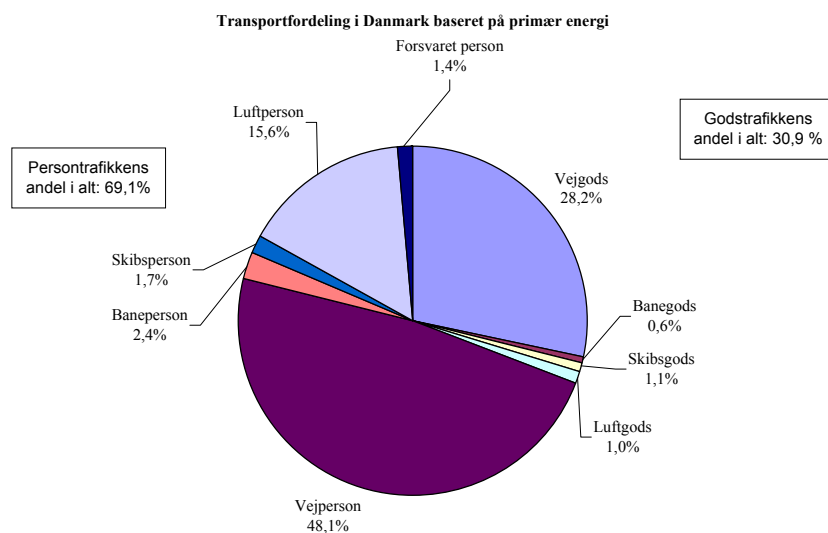
### Transportens andel i Danmark, primær energi



Figur 6.3 Transportens andel i Danmark målt som primær energi, ekskl. international skibsfart, 1998.

Figur 6.3 viser sammenlignet med figur 6.2, at den danske transports relative andel er lidt mindre målt i primær energi end i direkte. Dette skyldes, at transport i Danmark kun bruger lidt elektricitet i forhold til elforbruget i husholdninger, handel/service og produktion, og at produktion af elektricitet fra brændsler er forbundet med store tab.

Figur 6.4 viser fordelingen af gods- og persontransport for hver transportform beregnet som primær energi. Fordelingen er beregnet under brug af andelen af godstransportens direkte energiforbrug for hver transportform vist i tabel 3.1 og tillagt precombustion og bidrag til elkonvertering. Der vil kun være lille afvigelse mellem den direkte og den primære energifordeling, da transporten kun bruger lidt elektricitet, så forskellen vil mest vedrøre banetransport. Rent praktisk er det antaget, at elforbruget på banen udelukkende går til passagerdrift, hvorefter brændselsforbruget er fordelt mellem person- og godstrafik.



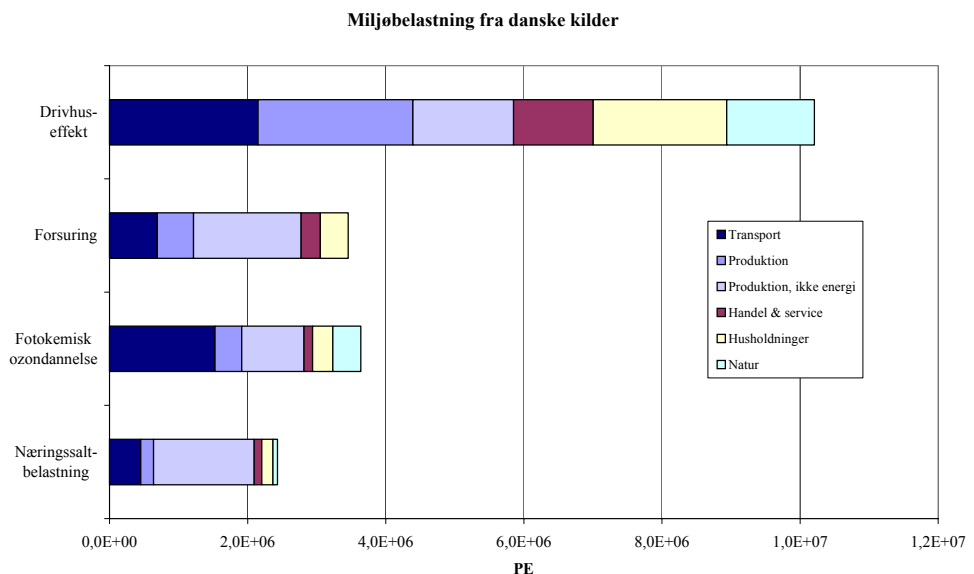
Figur 6.4 Transportens energifordeling i Danmark fordelt på gods- og persontransport, baseret på primær energi, 1998.

Godstransportens andel ses at udgøre ca. 31% af transportens energiforbrug, hvilket er i god overensstemmelse med Energistyrelsens forventning. Hovedparten er vejgods.

Transportens andel af energiforbruget som vist i figur 6.2 og 6.3 giver en indikation af transportens miljøbelastning, men uden at vise et klart billede. For at vise transportens miljøbelastning mere præcist er det nødvendigt at beregne dens miljøeffekter og sammenligne disse med de øvrige energirelaterede og ikke-energirelaterede miljøeffekter i Danmark.

Miljøeffekterne beregnes fra de emissioner, som kommer fra alle processer i Danmark, dvs. energirelaterede processer, ikke-energirelaterede processer og naturprocesser (forrådelse etc.). Figur 6.5 viser de miljøeffekter fra den danske luftemission, som traditionelt vurderes. Miljøeffekterne er beregnet ved den såkaldte UMIP-metode (Wenzel et al. 1996), se afsnit 4.1. Resultaterne er vist i såkaldt normaliserede værdier, da dette muliggør en sammenligning med befolkningstallet. Normalisering er forklaret i afsnit 4.1 og er udtrykt i *personækvivalenter* – PE<sub>WDK90</sub>.

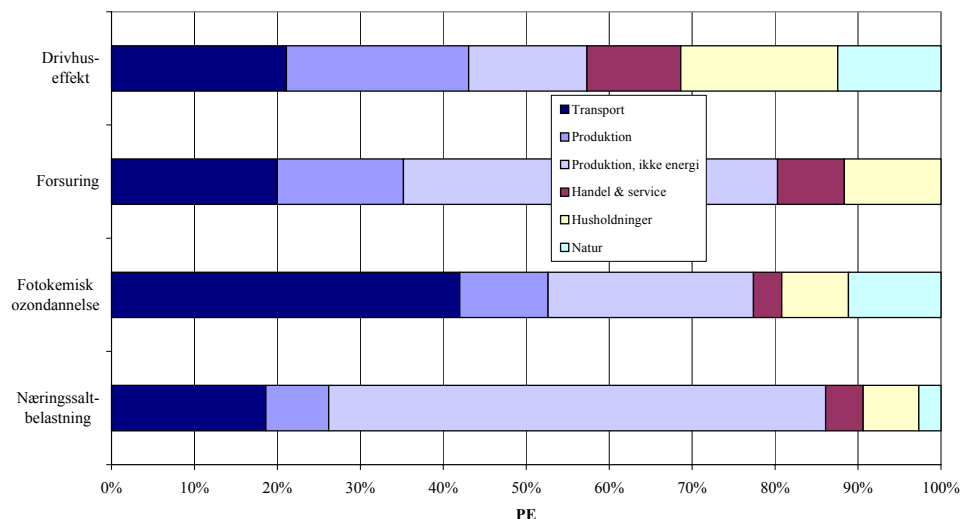
I figur 6.5 er produktionen af brændsler (precombustion) indregnet, dvs. at miljøeffekterne udtrykker den primære energi. Beregningerne kan følges i bilag B. Figur 6.6 viser den procentvise fordeling og modsvarer således figur 6.3, som viste den procentvise fordeling af det primære energiforbrug.



Figur 6.5 Miljøeffekter fra danske kilder udtrykt som personækvivalenter og indregnet produktion af energi, 1998. Enheden PE er forklaret i afsnit 3.1.



Miljøbelastning fra danske kilder, %

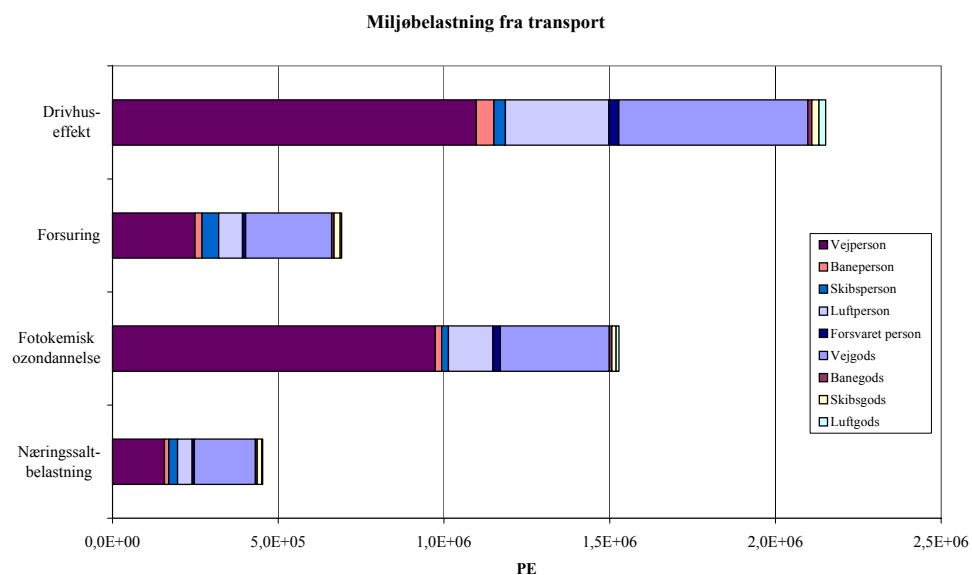


Figur 6.6 Procentvis fordeling af miljøeffekter fra danske kilder, 1998.

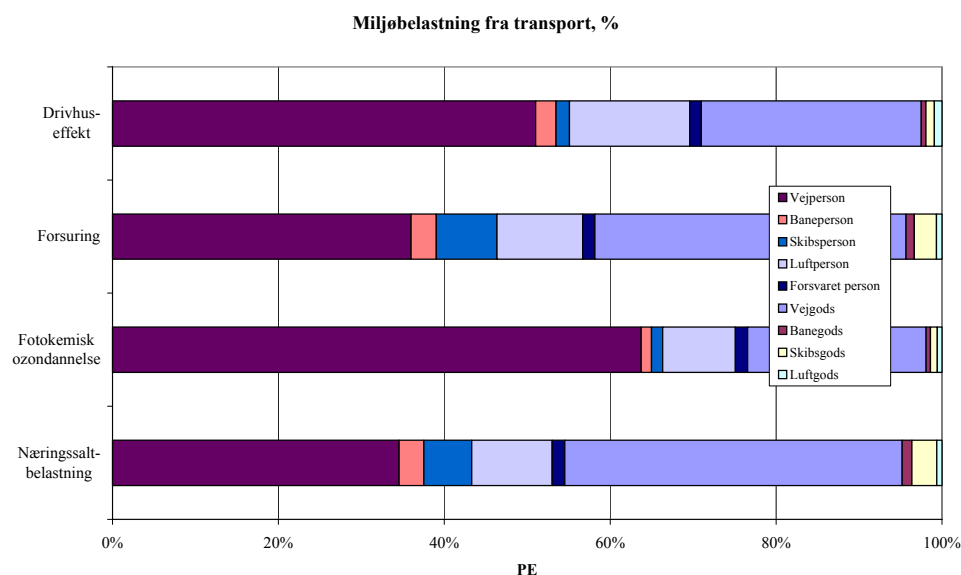
Figur 6.5 viser, at de største miljøbelastninger fra transport, målt i personekvivalenter, kan tilskrives drivhuseffekt og fotokemisk ozondannelse. Hvis man ser på den procentvise fordeling, er andelen af drivhuseffekt, forsuring og næringsaltbelastning nogenlunde lige stort og noget mindre, end hvad transportandelen af energi viser (figur 6.3). Dette skyldes, at bidraget fra ikke-energi kilder er medtaget i figur 6.5 og 6.6. Bidraget fra ikke-energi kilder er især stort for forsuring og næringsaltbelastning, hvilket for en stor del må tilskrives landbruget. Sammenlignet med andre kilder bidrager transporten især til fotokemisk ozondannelse, hvor det står for godt 40%.

Foruden de viste effekter er toksicitet vigtig, men denne er overordentlig usikker at vurdere og er derfor ikke medtaget. Transport er dog erkendt at bidrage væsentligt til både human- og økotoxicitet via udledning af bl.a. VOC, CO, partikler og i mindre grad tungmetaller. Sidstnævnte problem er blevet væsentligt reduceret gennem udfasning af bly i benzin, og er nu begrænset til spormetaller i brændstoffet og slitage af motor og katalysator. Emissioner til vand er ligeledes ikke medregnet, fordi transport stort set ikke bidrager til vandemission vedrørende de her medtagne effekter. Især landbruget bidrager her til vandemission med effekterne forsuring og næringsaltbelastning.

Figur 6.7 viser miljøeffekterne fra de forskellige former for person- og godstransport. Figur 6.8 viser den procentvise fordeling modsvarende figur 6.4. Igen viser persontransporten den største andel af transportens miljøbelastning, men der er dog forskydninger mellem de forskellige miljøeffekter. Godstransporten står for ca. 30% af drivhuseffekten og persontransporten for de resterende 70%, hvilket er forventeligt sammenlignet med figur 6.4, da transportens drivhuseffekt altovervejende er relateret til CO<sub>2</sub>-emission fra forbrænding af brændsler. Med hensyn til forsuring og næringsaltbelastning har godstransporten en noget større andel, nemlig godt 40%, hvorimod andelen af fotokemisk ozondannelse er mindre, nemlig ca. 25%.



Figur 6.7 Miljøeffekter fra de enkelte person- og godstransportformer indregnet produktion af brændsler, 1998.



Figur 6.8 Procentvis fordeling af miljøeffekterne fra person- og godstransportformer, 1998.

I tabel 6.1 er resumeret de beregnede effektpotentialer for godstransport.

Tabel 6.1. Effektpotentialer for godstransport. Afrundede værdier.

Effektpotentialer	PE
Drivhuseffekt	620.000
Forsuring	289.000
Fotokemisk ozondannelse	358.000
Nærings saltbelastning	206.000

De direkte emissioner fra transporten udgør kun en del af transportens miljøbelastning. Dertil skal lægges den indirekte påvirkning fra brændstoffremstilling, produktion af køretøjer, vedligeholdelse, bygning af veje etc. Fremstilling af brændsler (precombustion) indgår normalt ikke i

almindelige transportdata, men er inkluderet i rapportens beregninger og ovenstående konklusion. Med energi som indikator er betydningen af de direkte og indirekte miljøpåvirkninger illustreret i tabel 6.2.

**Tabel 6.2** Energimæssig andel af elementerne i et transportsystem, person- og lastbiler.

Element i transportsystemet	Andel af den samlede livscyklus
Fremstilling, bortskaffelse og genanvendelse af køretøjer	3 – 7%
Bygning af infrastruktur	8 – 16%
Produktion og distribution af brændsler	9 – 13%
Drift	70%
Vedligeholdelse, dæk	2 - 4%
Vedligeholdelse, andet	0,1 – 0,2%

Kilder: (Eriksson et al. 1995), (Maibach et al. 1995) og (Frischknecht. 1996).

For produktion af brændsler vil krav til bedre raffinering, fx nedsættelse af svovlindhold i diesel, medføre at brændslets andel af transportlivscyklus øges fra ca. 10% til ca. 15%.

### 6.1.2 Metode- og datagrundlag

I nedenstående tabel 6.3 er foretaget en sammenfatning for de beskrevne emissioner med hensyn til metode og opdatering af data. Nogle emissioner har flere effekter, så tabellen skal ses som et bredt scan. Der er skelnet mellem, om der er udviklet generelle miljøvurderingsmetoder og LCA-miljøvurderingsmetoder, idet LCA-miljøvurdering rummer særlige problemstillinger omkring operationalitet og relation til specifik produkt/proces. Det er dog sådan, at LCA-vurderingsmetoder vil have de generelle metoder som udgangspunkt. Der er ligeledes skelnet mellem om der i tilgængelig litteratur og databaser findes opdaterede data for transport, og om disse er opdateret i UMIP PC-værktøj, da der her var lovet en afklaring af behovet for opdatering i dette projekt.

**Table 6.3.** Sammenfatning med hensyn til væsentlighed, metode og opdatering af data. \* ved UMIP betyder at data i nogen grad er opdateret i dette projekt.

Emission/parameter	Væsentlig	Metode udviklet		LCA data opdateret	
		Generelt	LCA	Generelt	UMIP
Partikler	Ja	Delvist	Delvist	Delvist	Delvist*
NO <sub>x</sub>	Ja	Ja	Delvist	Ja	Ja*
SO <sub>2</sub>	Ja	Ja	Delvist	Ja	Ja*
HC/VOC	Ja	Ja	Delvist	Delvist	Delvist*
CO	Delvist	Ja	Ja	Ja	Ja*
CO <sub>2</sub>	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja*
N <sub>2</sub> O og NH <sub>3</sub>	Delvist	Ja	Delvist	Delvist	Nej
Tungmetaller	Ja	Ja	Delvist	Delvist	Delvist*
Ressourcer	Ja	Ja	Ja	Delvist	Delvist*
Støj	Ja	Ja	Delvist	Nej	Nej
Organiske syrer	Nej				
PAN( peroxyacetylnitrat )	Nej				
Dioxin	Ja	Ja	Delvist	Nej	Nej
Arealanvendelse	Ja	Ja	Delvist	Nej	Nej
Barriere-effekt	Ja	Delvist	Nej	Nej	Nej
Påvirkning af dyre- og planteliv	Ja	Delvist	Nej	Nej	Nej
Kystpåvirkning	Nej				
Indirekte emissioner og ressourceforbrug	Ja (visse områder)	Delvist (visse områder)	Delvist (visse områder)	Delvist	Delvist*
Dødsfald og kvæstelser ved ulykker	Afklares	Ja	Nej	Nej	Nej

Det fremgår, at der er et antal væsentlige emissioner/parametre, hvor der p.t. kun delvist er udviklet en tilfredsstillende generel metode, og der er mange væsentlige emissioner/parametre, hvor der p.t. ikke eller kun delvist er udviklet en tilfredsstillende LCA-metode. For nogle af emissionerne/parametrene pågår der et metodeudviklingsarbejde, mens andre områder normalt ikke medtages og mangler metodeudvikling med hensyn til LCA.

Med hensyn til LCA-data generelt mener projektgruppen, at der kan være behov for større præcision/detaljeringsgrad i angivelsen af visse sammensatte emissioner, såsom partikler og VOC, for at kunne behandle disse metodemæssigt fornuftigt, selvom der måske findes opdaterede oplysninger om totalmængden af disse emissioner. For UMIP PC-værktøjet er opdatering af data i alle tilfælde nødvendig. Der er foretaget en nødtørftig opdatering i dette projekt af hensyn til at kunne beregne nogle repræsentative resultater for de valgte casestudies.

### 6.1.3 LCA cases

For skinken er materialefaseen meget dominerende. Fokuserende på transport kan det sammenfattende anføres, at denne udgør 20-30% i forhold til materialefaseen, hvad angår vægtet ressourceforbrug, tox og affald. Transport udgør kun ca. 2% i forhold til materialefaseen med hensyn til vægtede miljøeffekter, dog 5,3% med hensyn til drivhuseffekt.

For TV'et er brugsfaseen dominerende grundet energiforbruget, men materialefaseen vejer også meget, især med hensyn til ressourcer, hvilket især tilskrives anvendelse af aluminium og kobber i TV'et. En stor del af metallerne genvindes dog. Transporten udgør kun en lille del af et TV's miljøbelastning. For drivhuseffekten er det ca. 1,1%.

For bygningen er især brugsfasen dominerende grundet energiforbruget. Materialefasens bidrag er kun ca. 10% af brugsfasens. Transporten udgør kun en mindre del af bygningens miljøbelastning. For drivhuseffekten er det ca. 1,5%. Dette kan virke overraskende, når de tunge byggematerialer tages i betragtning. Drivhuseffektbidraget til transport af byggematerialerne og deres råvare udgør knap 6% af drivhuseffektbidraget til fremstilling af byggematerialer, hvilket ligeledes er overraskende lavt.

Det har ikke ud fra disse cases helt været muligt at forklare forskellen mellem den samfundsmæssige opgørelse af godstransportens betydning (afsnit 3.1) og betydningen i LCA. Den samfundsmæssige betydning - eksklusiv international skibstransport - er ca. 6-7% af det samlede danske drivhuseffektpotentiale (fra figur 3.7 og 3.9, godstransporten udgør 30% af det samlede transportbidrag til drivhuseffekten på ca. 22% = 6,6%). Skinken kommer dog tæt på med sit bidrag på 5,3%. Transport af byggematerialer isoleret set er ligeledes tæt på.

Der er ingen umiddelbar forklaring på afvigelsen. En mulig - men ikke afprøvet - forklaring er, at livscyklusvurderingen ikke afspejler den aktivitet, forstået som vækst, der er i samfundet, men er et statisk billede af et produkt. Væksten kan give en mertransport, som LCA'en ikke viser. En anden forklaring kan ligge i servicetransport, der ikke opgøres separat. En del af den opgjorte godstransport tjener i virkeligheden serviceformål, således at andelen af den "rene" godstransport statistisk set er lavere end de beregnede 6-7%.

## 6.2 Anbefalinger

På baggrund af projektets resultater samt projektets afsluttende seminar er nedennævnte anbefalinger blevet til.

### 6.2.1 Generel metode

For følgende parametre er der behov for generel metodeudvikling, før LCA-metodeudvikling kan påbegyndes for alvor:

#### *Høj prioritet*

- Partikler, toksicitet.

#### *Lavere prioritet*

- Barriere-effekt
- Påvirkning af dyre- og planteliv.

### 6.2.2 LCA-metode

For følgende parametre bør der foretages LCA-metodeudvikling, herunder karakteriseringsfaktorer for beregning af potentielle miljøeffekter. Nogle parametre vedrører effekter, der ikke på tilstrækkelig vis håndteres i LCA, og for disse skal der tillige udvikles normaliserings- og vægtningsfaktorer:

#### *Høj prioritet*

- Partikler, toksicitet
- Støj
- Arealanvendelse
- HC/VOC, især toksicitet og stedspecificitet
- Normaliseringsreferencer og vægtningsfaktorer, især toksicitet
- Dødsfald/kvæstelser ved ulykker, afgrænsning.

#### *Lavere prioritet*

- NO<sub>x</sub>, især stedspecifikke forhold
- SO<sub>2</sub>, især stedspecifikke forhold
- Tungmetaller
- Dioxin
- Påvirkning af dyre- og planteliv
- Barriere-effekt
- Indirekte emissioner og ressourceforbrug, visse områder.

### **6.2.3 Opdatering af LCA-data**

For følgende parametre bør LCA-data udvikles eller opdateres:

#### *Høj prioritet*

- Partikler, specificeres
- HC/VOC, specificeres
- Tungmetaller
- Støj
- Arealanvendelse
- Indirekte emissioner og ressourceforbrug.

#### *Lavere prioritet*

- Barriere-effekt
- Påvirkning af dyre- og planteliv.

Opdateringen forudsætter selvsagt, at LCA-metoden er på plads.

### **6.2.4 Opdatering af LCA-data i UMIP PC-værktøj**

Foruden ovennævnte data er der et generelt behov for opdatering af LCA-data i UMIP PC-værktøjet.

### **6.2.5 Transportens betydning i produkters LCA**

Analysen af godstransportens energiforbrug viser, at denne udgør 5 - 7 % af det samlede danske energiforbrug excl. international skibstransport og 10 - 12 % incl. international skibstransport. Derfor vil transporten forventeligt have en betydning i LCA af i al fald en række produkter.

Projektet og de udvalgte produktcases gav nogle indikationer af transportens betydning i LCA, men det var ikke muligt at nå frem til en systematisk kortlægning af indenfor hvilke produkter transporten har væsentlig betydning og indenfor hvilken den har mindre væsentlig betydning.

Den generelle anbefaling er, at for aktive produkter, altså produkter der forbruger energi i brugsfasen (driftsfasen), udgør transportfasen en mindre

del, som man evt. kan se bort fra i LCA. Dette gælder således TV'et og bygningen som helhed.

For passive produkter, altså produkter der ikke forbruger energi i brugsfasen, kan transporten udgøre en andel som bør medtages i LCA. Dette gælder således skinken med alle dens råvarer (f.eks. grisens foder), men også råvarer til bygningen, isoleret set. Mange store bygningsværker (broer, lagerhaller etc.) bruger ingen eller kun lidt energi i driftsfasen, og da får transporten en relevant betydning for bygningen som helhed.

Der er fortsat et behov for at verificere, hvilke produktkategorier der er særligt tunge med hensyn til transport. Tabel 3.6 viser en oversigt over dette, der ved nærmere gennemsyn viser sig ikke at være repræsentativ grundet den valgte enhed, da energiforbruget er målt i forhold til varens økonomisk værdi i stedet for den transporterede mængde. Det er også tvivlsomt at afgrænsningen er logisk, idet en del energi til f.eks. skovbrug, landbrug og bygge/anlæg reelt hører under produktion og ikke under transport.

I forbindelse med LCA arbejde og miljøstyring er der behov for en tabel i lighed med tabel 3.6, men udført i forhold til mængde og med korrekt afgrænsning. Opbygningen af en sådan tabel kræver LCA på screening niveau af de pågældende produkter. Ved at sammenholde en sådan tabel med statistiske oplysninger om transportarbejde for de enkelte produkter eller produktkategorier vil man få et godt overblik over transportens samfundsmæssige betydning for de enkelte produkter. Arbejdet bør derfor have høj prioritet.





# Referencer

- Andersen M H, Andersen S, Baagøe H, Madsen A B, Nielsen M, Rattenbor E, Schmidt M, Staffeldt G, Thomsen K. (1996). *Dyr og trafik*. Foreningen til dyrenes beskyttelse i Danmark og Falcks redningskorps A/S.
- Andersen U V, Vestergaard M. (2000). *Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure. National State-of-the-Art Report - Denmark*. Road Directorate. København.
- Andersen U V. (August 2000). COWI, Lyngby. Personlig kommunikation.
- Autohuset Vestergaard, Vejle. (Oktober 2000). Personlig kommunikation.
- Bakkane, K.K. (1994). *Life Cycle data for Norwegian oil and gas*. Norwegian Institute of Technology. Forlaget Tapir. Trondheim.
- BUWAL (1998). *NOREM, database for non-regulated emissions from motor vehicles*, ver. 2.0, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.
- COWI (1997). *De regionaløkonomiske konsekvenser af grønne afgifter*. Indenrigsministeriet, København.
- COWI (1998). *Rute 9, Odense - Svendborg. Miljøvurdering*. Vejdirektoratet, Rapport nr. 161. København.
- COWI (1999). *Værdisætning af trafikens eksterne omkostninger - Luftforurening, udkast* (ikke offentliggjort). Trafikministeriet, København.
- COWIconsult, Rådgivende Ingeniører AS. (1992). *Forstudie til livscyklusanalyse inden for transportsektoren*. Arbejdsrapport nr. 47 fra Miljøstyrelsen. København.
- Danish Maritime Authority (1997). *Report on the Impact of High-Speed Ferries on the External Environment*. Søfartsstyrelsen. København.
- Danmarks Miljøundersøgelser (2000). *Opgørelse af danske luftemissioner*. [http://www.dmu.dk/1\\_viden/2\\_miljoe-tilstand/3\\_luft/4\\_adaei/](http://www.dmu.dk/1_viden/2_miljoe-tilstand/3_luft/4_adaei/).
- Danmarks Statistik (1998). *Statistiske efterretninger, transport*, 1998:15. Danmarks Statistik, København.
- Danmarks Statistik (1999). *Nøgletal for transport 1999*. Kan downloades fra [http://www.dst.dk/siab.asp?o\\_id=10](http://www.dst.dk/siab.asp?o_id=10).
- Danmarks Statistik (1999a). *Statistiske efterretninger, transport*, 1999:31. Danmarks Statistik. København.
- Danmarks Statistik (1999b). *Nøgletal for transport, 1999*. Danmarks Statistik. København.

- Danmarks Statistik (1999c). *Nøgletal for transport, 1998*. Danmarks Statistik, København.
- Danmarks Statistik (1999d). *Statistiske efterretninger, transport*, 1999:15. Danmarks Statistik, København.
- Danmarks Statistik (1999e). *Statistiske efterretninger, transport*, 1999:29. Danmarks Statistik, København.
- Danmarks Statistik (2000a). *Statistiske efterretninger, transport*, 2000:13. Danmarks Statistik. København.
- Danmarks Statistik (1994). *Statistisk Årbog*. Danmarks Statistik. København.
- Danmarks Statistik (2000b). *Færdselsuheld 1998*. Danmarks Statistik. København. Kan downloades fra [http://www.dst.dk/siab.asp?o\\_ID=826](http://www.dst.dk/siab.asp?o_ID=826).
- Drivsholm T, Maag J, Hansen E, Havelund S. (2000). *Massestrømsanalyse for cadmium*. Miljøstyrelsen. København.
- EEA (1997). *Air pollution in Europe 1997*. EEA Environmental Monograph No. 4. European Environmental Agency. Copenhagen. ISBN 92-9167-059-6.
- Elvebakken K. (1991). *Analyse af luftbårne PAH'er i plantevæv*. DTU, Institut for Miljøteknologi. Lyngby.
- Energistyrelsen (2000). *Energistatistik 98*. Energistyrelsen. København.
- Eriksson, E., Svensson, G., Lövgren, G., Blinge, M., Svingby, M., Ölund, G. (1995). *Transportens milöpåverkan i ett livscykelerspektiv*. Stiftelsen REFORSK, FoU 126. Malmö.
- European Commission (1999). *EU transport in figures, statistical pocketbook*. European Commission, DGVII og Eurostat. Luxembourg.
- European Commission (2000). *EU transport in figures, statistical pocketbook*. European Commission, DGVII og Eurostat, Luxembourg.
- European Environmental Agency (1997). *COPERT II Computer Program to calculate Emissions from Road Transport*. European Environmental Agency, København.
- European Environmental Agency (1999). *EMEP/CORINAIR Atmospheric Inventory Guidebook* (2<sup>nd</sup> ed.). European Environmental Agency. København.
- Eurostat (1994). *Carriage of Goods 1991, Road*. Statistical Office of the European Communities. Luxembourg.
- Eurostat (1995). *Güterverkehr 1992, Binnenwasserstrassen*. Statistical Office of the European Communities. Luxembourg.
- Eurostat (1998). *Carriage of Goods 1996, Railways*. Statistical Office of the European Communities. Luxembourg.

- Fausser P. (1999). **Particulate Air Pollution with Emphasis on Traffic Generated Aerosols**. RISØ. Roskilde.
- Frees, N. (2000). **Miljøvurdering af ventilationssystemer**. Udkast, projektet Miljøvurdering indenfor Produktfamilier. Miljøstyrelsen. København.
- Frees, N. og Weidema, B. (1998). **Life Cycle Assessment of Packaging Systems for Beer and Soft Drinks. Energy and Transport Scenarios**. Miljøstyrelsen, København.
- Frischknecht, R. (editor). (1996). **Ökoinventare von Energiesysteme**. Bundesamt für Energiewirtschaft, Bern. Udgivet af Eidgenössische Technische Hochschule (ETH), Zürich.
- Hansen E, Skårup S, Jensen Aa. (2000). **Substance Flow Analysis for Dioxins**. Miljøprojekt (udkast). Miljøstyrelsen. København.
- Harris, S. 1986. **Urban foxes. - London**
- Hauschild, M., Damborg, A. & Tørsløv, J. (1996b). **Økotoksicitet som vurderingskriterium ved miljøvurdering af produkter**. I Hauschild, M. (ed.); Baggrund for miljøvurdering af produkter, UMIP publikation, Miljøstyrelsen, København.
- Hauschild, M., Olsen S.I. & Wenzel, H. (1996a). **Toksicitet for mennesker i miljøet som vurderingskriterium ved miljøvurdering af produkter**. I Hauschild, M. (ed.); Baggrund for miljøvurdering af produkter, UMIP publikation, Miljøstyrelsen, København.
- Hels T. (August 2000). Forskningscentret for Skov- og landskab, Hørsholm. Personlig kommunikation.
- Hels T. (Oktober 1999). **Effects of roads on amphibian populations. Vejanlægs effekter på lavmobile hvirveldyr**. PhD thesis. Miljø- og Energiministeriet. Danmarks Miljøundersøgelser. Kalø.
- Hertel O. (1999a). **Måling og modellering af befolkningens eksponering med luftforurening** (presentation at a meeting in the Society of Danish Engineers, November, 1999). Eng. Title: Measurement and modelling of the exposure of inhabitants to air pollution.
- Hertel, O. (1999b). Personal communication with Ole Hertel, National Environmental Research Institute, Roskilde.
- ISO (1998). **International Standard 14041. Environmental management – Life cycle assessment - Goal and scope definition and inventory analyses**. International Organization for Standardization, ISO. Geneve.
- Jensen O J. (Juli 2000). COWI, Lyngby. Personlig kommunikation.
- Jepsen P U. (August 2000). Skov- og Naturstyrelsen. Personlig kommunikation.
- Jørgensen, A-M., Ywema, P.E., Frees, N., Exner, S. og Bracke, R. (1996). **Transportation in LCA**. Int. J. of Life Cycle Assessment, 1 (4).

- Kvist, K.E., Fox, M. og Kofod, C.J. (2000). **Brancheanalyse af miljømæssige forhold i træ- og møbelindustrien**. Miljøstyrelsen. København.
- Kystinspektoret og Trafikministeriet. (Januar (enkelte revisioner i maj) 2000). **Undersøgelse af luv- og læsidestrækninger, - de indre kyster, - den jyske vestkyst**. Lemvig.
- Kystinspektoret. (September 1995). **Notat om bølger fra katamaranfærge**. Kystinspektoret. Lemvig.
- Kaae B C, Skov-Petersen H, Larsen K S. (1998). **Større trafik anlæg som barrierer for rekreativ brug af landskabet**. Park- og Landskabsserien, nr. 17. Forskningscentret for Skov & Landskab. Hørsholm.
- Larsen P B, Larsen J C, Fenger J, Jensen S S. (1997). **Sundhedsmæssig vurdering af luftforurening fra vejtrafik**. Miljøprojekt nr. 352. Miljøstyrelsen. København.
- Larsen, P.B. (1999). **How does the Danish EPA evaluate the effects of air pollution**. (presentation at a meeting in the Society of Danish Engineers, November, 1999).
- Lassen C, Drivsholm T, Hansen E, Rasmussen B, Christiansen K. (1996a). **Massestrømsanalyse for kobber. Forbrug, bortskaffelse og udslip til omgivelserne i Danmark**. Miljøprojekt nr. 323. Miljøstyrelsen København.
- Lassen C, Drivsholm T, Hansen E, Rasmussen B, Christiansen K. (1996b). **Massestrømsanalyse for nikkel. Forbrug, bortskaffelse og udslip til omgivelserne i Danmark**. Miljøprojekt nr. 318. Miljøstyrelsen København.
- Lassen C, Drivsholm T, Hansen E. (1996c). **Massestrømsanalyse for kobber. Forbrug, bortskaffelse og udslip til omgivelserne i Danmark**. Miljøprojekt nr. 323. Miljøstyrelsen. København.
- Lassen C, Hansen E. (1996d). **Massestrømsanalyse for bly. Forbrug, bortskaffelse og udslip til omgivelserne i Danmark**. Miljøprojekt nr. 327. Miljøstyrelsen København.
- Lassen C, Kjølholt J, Mikkelsen S, Petersen L S, Nielsen P. (2000). **Consumption of biocides in Denmark**. COWI og Cetox for Miljøstyrelsen. København. Udkast.
- Lassen C, Vaaben S, Hansen E. (1997) **Massestrømsanalyse for tin med særligt fokus på organotinforbindinger**. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, nr. 7. Miljøstyrelsen. København.
- Madsen A B, Fyhn H W, Prang A. (1998). **Trafikdræbte dyr i landskabsøkologisk planlægning og forskning**. Danmarks Miljøundersøgelser. Kalø. Faglig rapport fra DMU, nr. 228.
- Madsen A B. (Oktober 1998). **Faunapassager i forbindelse med mindre vejanlæg - en vejledning**. Danmarks Naturfredningsforening, København og Danmarks Miljøundersøgelser, Kalø.
- Madsen T. (1999). VKI. **Økotoksikologisk vurdering af begrovningshindrende biocider og biocidfrie bundmalinger**. Miljøprojekt nr. 507. Miljøstyrelsen.

- København. Rapporten kan downloades fra  
<http://www.mst.dk/199912publikat/78-7909-542-9/default.htm>.
- Maibach, M., Peter, D., Seiler, B. (1995). *Ökoinventare Transporte*. SPP Umwelt, Modul 5. Verlag INFRAS, Zürich.
- Skov- og Naturstyrelsen (2000). *Vildtinformation 2000*. Miljø- og Energiministeriet. København.
- Miljøstyrelsen - Kontoret for Biocid- og Kemikalievurdering (2000). *Opsætning af og kontrol af kritiske parametre i ISO 15181. Bestemmelse af kobber udludning fra skibsmaling*. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, Nr. 6. København. Rapporten kan downloades fra  
<http://www.mst.dk/200003publikat/87%2D7909%2D894%2D0/helepubl.htm>.
- Miljøstyrelsen (1999). *UMIP PC-værktøj, version 2.11 beta*. Miljøstyrelsen. København.
- Miljøstyrelsen (1995). *Brancheanalyse beton – renere teknologi ved betonfremstilling*. Arbejdsrapport nr. 42 og 43, 1995. Miljøstyrelsen, København.
- Mortensen G. (1993) *Organotin i danske farvande*. Miljøprojekt nr. 220, Miljøstyrelsen, København.
- Maag J, Lassen C, Hansen E. (1996). *Massestrømsanalyse for kviksølv*. Miljøprojekt nr. 344. Miljøstyrelsen. København.
- Nielsen, P.H. og Laursen, J.E. (2000). *Integration of external noise nuisance from road and rail transportation in lifecycle assessment*. Udkast. IPU/DTU og dk-TEKNIK. København.
- Oliebranchens Fællesrepræsentation. (2000). *Olieberetning 1999*. Oliebranchens Fællesrepræsentation. København. Kan downloades fra  
[www.oil-forum.dk/ofr/olieberetning](http://www.oil-forum.dk/ofr/olieberetning).
- Olsen, S.I. (2000). **Human Toxicity of Particulate Matter**. Bidrag til N.C. Jungk (ed.); Bioenergy for Europe: Which ones fit best? –A Comparative Analysis for the Community, draft report, EU FAIR V program, IFEU (Institut für Energie und Umweltforschung), Heidelberg.
- Peter W. (Juli 2000). Scan Rub, Viborg. Personlig kommunikation.
- Plovsing J, Sørensen R S. (1999). *Udenrigshandelen fordelt på varer og lande 1998*. Danmarks Statistik. København.
- Salvig, J C, Andersen U V, Therkelsen J. (Januar 1997). COWI, Lyngby. *Veje og jernbaner som spredningsbarrierer*. Skov- og Naturstyrelsen, Vejdirektoratet og DSB. København. (Ikke udgivet).
- SETAC (1993). **Guidelines for Life Cycle Assessment – A Code of Practice**. Publication SETAC Workshop Sesimbra, Portugal, 1993. Society of Environmental Toxicology and Chemistry, SETAC. Brussels.
- SimaPro (2000). **Software tool to analyse and develop environmentally sound products**, ver. 4.1. PRé Consultants, Amersfoort, Nederlandene.

- Skovgård T. (Oktober 2000). Fabrikantforeningen for regummierede dæk i Danmark, Charlottenlund. Personlig kommunikation.
- Skov-Petersen H. (1999). *Tilgængelighedsanalyse – barriereeffekt af større trafik anlæg*. Siderne 259-269 i *Gis i Danmark 2* redigeret af Balstrøm T, Jacobi O, Sørensen E M.
- Skov-Petersen H. (Oktober 2000). Forskningscentret for Skov & Landskab, Hørsholm. Personlig kommunikation.
- Stoltze M, Pihl S. (red.) (1998). *Rødliste 1997 over planter og dyr i Danmark*. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser og Skov- og Naturstyrelsen. København.
- Thomsen K. (August 2000). Vildtkonsulent hos Falck, København. Personlig kommunikation.
- Trafikministeriet (2000a). *TEMA 2000*. Trafikministeriet, København.
- Trafikministeriet. (2000b). Data fra hjemmeside, som kan downloades fra: <http://www.trafikministeriet.dk/veje/index.html>.
- Tybirk P. (December 1993). Landsudvalget for svin, Skejby. Personlig kommunikation.
- Tørsløv N, Wandall B M, Andersen B, Poulsen L B, Prismo M, Sørensen N B, Borges P, Nyvig A, Winterberg B. (Marts 2000). *Fauna- og menneskepassager. En vejledning. Vejregelforslag*. Vejdirektoratet. København.
- US EPA. (1997). 40 CFR Part 50. *National Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter*, Final Rule. Federal Register / Vol. 62, No. 138 / Friday, July 18, 1997 / Prepublication.
- US EPA (2000). IRIS- Integrated Risk Information System. <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>
- Vejdirektoratet. (1989). *Prioritering 1989. Foreløbig beskrivelse af metode til effektberegninger*. Vejdirektoratet ØSA.
- Vejdirektoratet. (2000). Data fra hjemmeside. Kan downloades fra [http://www.vd.dk/scripts/www/Dokument-Frame.asp?Dok=statsveje/statsvejene/statsveje\\_info.htm](http://www.vd.dk/scripts/www/Dokument-Frame.asp?Dok=statsveje/statsvejene/statsveje_info.htm).
- Wiedema B P, Pedersen R L, Drivsholm, T S. (1995). Life Cycle Screening of Food Products - Two examples and some Methodological Proposals. Akademiet for de Tekniske Videnskaber. Lyngby.
- Weidema, B., Frees, N. og Nielsen, A-M. (1999). *Marginal Production Technologies for Life Cycle Inventories*. Int. J. of Life Cycle Assessment, 4 (1).
- Wenzel H, Hauschild M, Alting L. (1997). *Environmental Assessment of Products. Volume 1: Methodology, tools and case studies in product development*. Chapman & Hall. London.

- Wenzel H, Hauschild M, Rasmussen E. (1996). *Miljøvurdering af Produkter*. UMIP publikation. Miljøstyrelsen. København.
- Wenzel H. (ed.) (1996). *Miljøvurdering i produktudviklingen – 5 eksempler*. UMIP publikation. Miljøstyrelsen. København.
- Westerlund K-G. (1998). *Metallemission från trafiken i Stockholm - slitage av bromsbelägg*. Miljöförvaltningen i Stockholm. Stockholm.
- WHO. (1999b). *Guidelines for Air Quality*. WHO, Geneve.  
<http://www.who.int/peh/air/airindex.htm>.
- WHO. (1999a). *Charter on transport, environment and health*. WHO. Geneve.  
([www.who.dk/london99](http://www.who.dk/london99)).





# Bilag

## Energiforbruget i Danmark 1998

Skemaet på de to næste sider viser det direkte energiforbrug i Danmark i 1998 (Energistyrelsen, 2000) og beregning af det primære energiforbrug.

Energiindhold [TJ], 1998

<b>Faktisk forbrug,</b>	Direkt	Primær <sup>1)</sup>	Primær <sup>2)</sup>
<b>Danmark, nationalt,</b>	<b>68133</b>	<b>83111</b>	<b>86733</b>
Do., excl.	64222		
<b>Raffinaderier mv i</b>	<b>39112</b>	<b>40325</b>	<b>0</b>
Raffinaderiga	13971	13971	0
Fueloli	1106	1106	0
naturga	21938	21938	0
el	937	2152	0
fjernvarm	257	255	0
Råolie etc.	903	903	0
<b>Ikke energiformål i</b>	<b>11731</b>	<b>11731</b>	<b>12904</b>
Terpentin, smøreolie,	11	11731	12904
<b>Transport i</b>	<b>19625</b>	<b>19768</b>	<b>21745</b>
Benzin, petroleum &	88693	88693	97562
Gas/dieseloli	74367	74367	81804
Fueloli	1340	1340	1474
El	1102	2530	2783
<b>Vejtransport i</b>	<b>15081</b>	<b>15081</b>	<b>16589</b>
Benzin, petroleum &	85400	85400	93940
Heraf gods <sup>4)</sup>	0	0	0
Heraf person	85400	85400	93940
Gas/dieseloli	65412	65412	71954
Heraf gods <sup>4)</sup>	55800	55800	61380
Heraf person	9612	9612	10574
<b>Banetransport i</b>	<b>4440</b>	<b>5869</b>	<b>6456</b>
Gas/dieseloli	3338	3338	3672
Heraf gods <sup>4)</sup>	1110	1110	1221
Heraf person	2228	2228	2451
El	1102	2530	2783
Heraf gods <sup>4)</sup>	0	0	0
Heraf person	1102	2530	2783
<b>Søtransport, indenrigs i</b>	<b>5457</b>	<b>5457</b>	<b>6003</b>
Gas/dieseloli	4117	4117	4529
Heraf gods <sup>5)</sup>	2120	2120	2332
Heraf person	1997	1997	2197
Fueloli	1340	1340	1474
Heraf gods	0	0	0
Heraf person	1340	1340	1474
<b>Luftfart, indenrigs i</b>	<b>1300</b>	<b>1300</b>	<b>1430</b>
Benzin, petroleum &	1300	1300	1430
Heraf gods <sup>5)</sup>	78	78	86
Heraf person	1222	1222	1344
<b>Luftfart, udenrigs i</b>	<b>31453</b>	<b>31453</b>	<b>34599</b>
Benzin, petroleum &	31453	31453	34599
Heraf gods <sup>5)</sup>	1887	1887	2076
Heraf person	29566	29566	32523
<b>Forsvarets transport i</b>	<b>2792</b>	<b>2792</b>	<b>3071</b>
Benzin, petroleum &	1287	1287	1416
Gas/dieseloli	1504	1504	1655

Faktisk forbrug, TJ	Direkte	Primær 1 <sup>1)</sup>	Primær 2 <sup>2)</sup>
<b>Produktionserhverv i alt</b>	<b>175984</b>	<b>231384</b>	<b>253647</b>
Gasolie o.a. <sup>6)</sup>	40839	40839	44923
Fuelolie o.a. <sup>7)</sup>	19501	19501	21451
naturgas	42074	42074	46281
kul og koks	14199	14199	15619
vedvarende energi m.m.	8756	8756	8756
el	42762	98225	108047
fjernvarme	7853	7790	8569
<b>Handels og serviceerhverv i alt</b>	<b>75206</b>	<b>119643</b>	<b>131424</b>
Gasolie o.a. <sup>6)</sup>	5710	5710	6281
Fuelolie o.a. <sup>7)</sup>	489	489	538
naturgas	7273	7273	8000
kul og koks	2	2	3
vedvarende energi m.m.	1833	1833	1833
el	34407	79032	86935
fjernvarme	25508	25304	27835
<b>Husholdninger i alt</b>	<b>182958</b>	<b>230262</b>	<b>251821</b>
Gasolie o.a. <sup>6)</sup>	39232	39232	43155
Fuelolie o.a. <sup>7)</sup>	267	267	293
naturgas	29115	29115	32026
kul og koks	191	191	210
vedvarende energi m.m.	14678	14678	14678
el	36858	84664	93130
fjernvarme	62617	62116	68328
Produktion af 845 TJ bygas		83	91

- 1) Input af brændsler og vedvarende energi. Raffinaderier m.v. (udvinding og produktion af brændsler) er ikke delt ud på de enkelte forbrug og vedrører kun national produktion. Produktion af el for import/eksport er ikke indregnet.
- 2) Raffinaderier m.v. (udvinding og produktion af brændsler = precombustion) er delt ud på de enkelte forbrug idet der er antaget en precombustionfaktor 1,1. Precombustion er derved uafhængigt af, hvor brændslet er produceret. Produktion af el for import/eksport er ikke indregnet.
- 4) (Jensen, 2000) har oplyst en estimeret godsandel. N. Frees, IPU, har valgt fordeling på brændsler.
- 5) Estimeret af N. Frees, IPU
- 6) Incl. en lille mængde raffinaderigas, LPG, benzin, petroleum og bygas
- 7) Incl. en lille mængde spildolie og petroleumskoks



## Miljøeffekter fra danske luftemissioner 1998

Skemaet på de to næste sider viser beregningen af miljøeffekter fra danske luftemissioner 1998. Miljøeffekterne er udtrykt som normerede værdier i PE (personequivallenter) (Wenzel et al., 1996), se forklaring i hovedrapportens afsnit 4.3.

Miljøeffekterne er beregnet ved at gange det faktiske direkte energiforbrug for hver aktivitet med miljøeffekterne pr. TJ af de respektive energiprocesser (fyring, forbrænding i motorer, el- og varmeproduktion).

Miljøeffekterne pr. TJ er beregnet ved hjælp af UMIP PC-værktøj (Miljøstyrelsen, 1999). I forhold til den eksisterende database er der benyttet opdaterede processer. Emissionsoplysninger for fyring kommer fra (Frischknecht, 1996). Emissionsoplysninger for transport kommer fra (European Environmental Agency, 1999), idet der for dieselmotor (lastbil) dog er taget udgangspunkt i grænseværdierne i EURO 2, se bemærkninger i hovedrapportens afsnit 3.1.4. Dansk el- og varmeproduktion er beregnet ud fra oplysninger i (Energistyrelsen 1998) for CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> og SO<sub>2</sub> og (Danmarks Miljøundersøgelser, 2000) for de øvrige luftemissioner. Energistyrelsens allokering mellem el og varme er anvendt.

## Bilag B

	Næringsalt- belastning PE	Fotokemisk ozondan- nelse, PE	Forsuring PE	Drivhus- effekt PE	Faktisk forbrug direkte <sup>1)</sup> TJ
<b>Processer, per TJ</b>					
Fuelolie forbrændt i 1 MW fyr	1,151	4,575	4,432	10,95	1
Gasolie forbrændt i <100 kW fyr	0,4903	4,251	1,179	10,06	1
Naturgas forbrændt i <100 kW fyr	0,2102	0,0992	0,2623	6,843	1
Naturgas forbrændt i >100 kW fyr	0,2835	0,0872	0,3583	6,827	1
Stenkul forbrændt i 1-10 MW fyr	1,22	0,8003	5,887	13	1
Gasolie forbrændt i dieselmotor EU2	3,302	5,889	4,647	10,22	1
Benzin forbrændt i bilmotor m. kat.	1,461	10,74	2,39	11,7	1
Gasolie forbrændt i dieselmotor tog	4,827	7,367	6,238	11,15	1
Gasolie forbrændt i 4-t dieselmotor skib	6,421	5,911	8,728	10,14	1
Fuelolie forbrændt i 2-t dieselmotor skib	9,955	6,526	24,68	10,94	1
Gasolie forbrændt i jetmotor fly	1,427	4,346	2,322	10,12	1
Dansk el 1998	2,487	2,476	6,512	25,69	1
Dansk fjernvarme 1998	0,7323	0,4834	1,696	6,165	1
<b>Danmark, nationalt, total</b>	<b>2432982</b>	<b>3639311</b>	<b>3456487</b>	<b>10206582</b>	<b>630403</b>
<b>Transport</b>	<b>452979</b>	<b>1527845</b>	<b>691204</b>	<b>2151527</b>	<b>196255</b>
<b>Vejtransport</b>					<b>150812</b>
Vejtransport gods	1,843E+05	3,286E+05	2,593E+05	5,703E+05	
Vejtransport person	1,565E+05	9,738E+05	2,488E+05	1,097E+06	
Benzin, petroleum & LPG					85400
Heraf gods <sup>4)</sup>	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0
Heraf person	1,248E+05	9,172E+05	2,041E+05	9,992E+05	85400
Gas/dieselolie					65412
Heraf gods <sup>4)</sup>	1,843E+05	3,286E+05	2,593E+05	5,703E+05	55800
Heraf person	3,174E+04	5,661E+04	4,467E+04	9,824E+04	9612
<b>Banetransport</b>					<b>4440</b>
Banetransport gods	5,358E+03	8,177E+03	6,924E+03	1,238E+04	
Banetransport person	1,350E+04	1,914E+04	2,107E+04	5,315E+04	
Gas/dieselolie					3338
Heraf gods <sup>5)</sup>	5,358E+03	8,177E+03	6,924E+03	1,238E+04	1110
Heraf person	1,076E+04	1,642E+04	1,390E+04	2,485E+04	2228
El					1102
Heraf gods <sup>4)</sup>	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0
Heraf person	2,740E+03	2,728E+03	7,174E+03	2,830E+04	1102
<b>Søtransport, indenrigs i alt</b>					<b>5457</b>
Søtransport gods	1,361E+04	1,253E+04	1,850E+04	2,150E+04	
Søtransport person	2,616E+04	2,055E+04	5,050E+04	3,491E+04	
Gas/dieselolie					4117
Heraf gods <sup>5)</sup>	1,361E+04	1,253E+04	1,850E+04	2,150E+04	2120
Heraf person	1,282E+04	1,181E+04	1,743E+04	2,025E+04	1997
Fuelolie					1340
Heraf gods	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0
Heraf person	1,334E+04	8,745E+03	3,307E+04	1,466E+04	1340
<b>Luftfart</b>					
Luftgods	2,804E+03	8,540E+03	4,563E+03	1,989E+04	
Luftperson	4,394E+04	1,338E+05	7,149E+04	3,116E+05	
<b>Luftfart, indenrigs i alt</b>					<b>1300</b>
Benzin, petroleum & LPG					1300
Heraf gods <sup>5)</sup>	1,113E+02	3,390E+02	1,811E+02	7,894E+02	78
Heraf person	1,744E+03	5,311E+03	2,837E+03	1,237E+04	1222
<b>Luftfart, udenrigs i alt</b>					<b>0</b>
Benzin, petroleum & LPG					31453
Heraf gods <sup>5)</sup>	2,693E+03	8,201E+03	4,382E+03	1,910E+04	1887
Heraf person	4,219E+04	1,285E+05	6,865E+04	2,992E+05	29566
<b>Forsvarets transport <sup>2)</sup></b>					<b>2792</b>
Forsvaret person	6,848E+03	2,269E+04	1,007E+04	3,044E+04	
Benzin, petroleum & LPG	1,881E+03	1,383E+04	3,077E+03	1,506E+04	1287
Gas/dieselolie	4,967E+03	8,859E+03	6,991E+03	1,537E+04	1504

## Bilag B

	Næringsalt- belastning PE	Fotokemisk ozondan- nelse, PE	Forsuring PE	Drivhus- effekt PE	Faktisk forbrug direkte <sup>1)</sup> TJ
<b>Produktionserhverv i alt</b>	1,838E+05	3,875E+05	5,250E+05	2,243E+06	<b>175984</b>
Gasolie o.a. <sup>6)</sup>	2,002E+04	1,736E+05	4,815E+04	4,108E+05	40839
Fuelolie o.a. <sup>7)</sup>	2,245E+04	8,922E+04	8,643E+04	2,135E+05	19501
naturgas	1,193E+04	3,669E+03	1,508E+04	2,872E+05	42074
kul og koks	1,732E+04	1,136E+04	8,359E+04	1,846E+05	14199
vedvarende energi m.m.					8756
el	1,063E+05	1,059E+05	2,785E+05	1,099E+06	42762
fjernvarme	5,751E+03	3,796E+03	1,332E+04	4,841E+04	7853
<b>Handels og serviceerhverv i alt</b>	1,097E+05	1,247E+05	2,788E+05	1,154E+06	<b>75206</b>
Gasolie o.a. <sup>6)</sup>	2,800E+03	2,427E+04	6,732E+03	5,744E+04	5710
Fuelolie o.a. <sup>7)</sup>	5,625E+02	2,236E+03	2,166E+03	5,351E+03	489
naturgas	2,062E+03	6,342E+02	2,606E+03	4,965E+04	7273
kul og koks	2,813E+00	1,845E+00	1,357E+01	2,997E+01	2
vedvarende energi m.m.					1833
el	8,557E+04	8,519E+04	2,241E+05	8,839E+05	34407
fjernvarme	1,868E+04	1,233E+04	4,326E+04	1,573E+05	25508
<b>Husholdninger i alt</b>	1,634E+05	2,926E+05	4,024E+05	1,932E+06	<b>182958</b>
Gasolie o.a. <sup>6)</sup>	1,924E+04	1,668E+05	4,625E+04	3,947E+05	39232
Fuelolie o.a. <sup>7)</sup>	3,069E+02	1,220E+03	1,182E+03	2,920E+03	267
naturgas	6,120E+03	2,888E+03	7,637E+03	1,992E+05	29115
kul og koks	2,335E+02	1,531E+02	1,127E+03	2,488E+03	191
vedvarende energi m.m.					14678
el	9,167E+04	9,126E+04	2,400E+05	9,469E+05	36858
fjernvarme	4,585E+04	3,027E+04	1,062E+05	3,860E+05	62617
<b>Ikke energiprocesser</b>	1,458E+06	9,008E+05	1,559E+06	1,456E+06	
<b>Natur</b>	6,509E+04	4,059E+05	0,000E+00	1,270E+06	
<p>1) Ved beregning af miljøbelastningen fra de enkelte energiforbrugende processer vil disse inkludere udvinding og produktion af brændsler (= precombustion) samt tab ved elproduktion, som derved er delt ud på de enkelte forbrug, uafhængigt af, hvor brændslet er produceret. Miljøbelastningen er derved opgjort for forbruget af primær energi i Danmark (867334 TJ).</p> <p>2) Af praktiske grunde er forsvarets transport regnet som persontransport.</p> <p>4) (Jensen, 2000) har oplyst en estimeret godsandel. N. Frees, IPU, har valgt fordeling på brændsler.</p> <p>5) Estimeret af N. Frees, IPU</p> <p>6) Incl. en lille mængde raffinaderigas, LPG, benzin, petroleum og bygas</p> <p>7) Incl. en lille mængde spildolie og petroleumskoks</p>					

## Toksicitetsvurdering af VOC fra dieselmotorer

Atmospheric Inventory Guidebook (European Environmental Agency, 1999) angiver mere end 50 forskellige kemiske stoffer og grupper af stoffer, som kan klassificeres som VOC. Det drejer sig om alkaner, alkener, aromater (herunder PAH) samt iltede forbindelser som aldehyder og ketoner. Det er en overordentlig stor opgave at gøre rede for toksicitetseffekter for hver af alle disse stoffer hver gang man udfører en LCA. For fotokemisk ozondannelse benytter man én samlet værdi, som er fremkommet på baggrund af en anslået fordeling af enkeltstoffer eller stofgrupper i VOC. Formålet med dette afsnit er at undersøge om en lignende fremgangsmåde kan benyttes til at karakterisere VOC's toksicitetseffekter, som er væsentlig mere kompliceret at karakterisere end den fotokemiske ozondannelse.

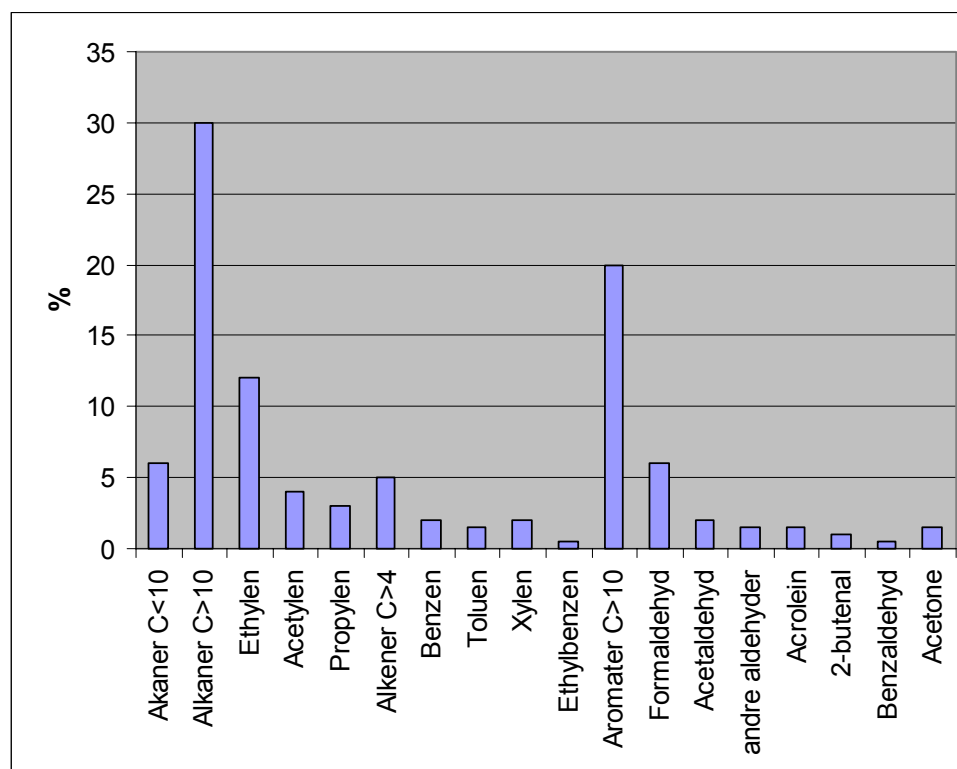
I afsnit C.1 vil de væsentligste komponenter blive identificeret, og der foretages en afgrænsning af, hvilke stoffer, som er relevante at anvende som udgangspunkt for en vurdering. I afsnit C.2 effektvurderes de udvalgte stoffer, og der beregnes et eksempel på en samlet effektfaktor.

Det er rimeligt at antage at der er forskel på, hvilke VOC'er der emitteres ved forskellig motor teknologi, eller hvilken fordeling VOC'erne har. Dette bekræftes af data fra den Schweiziske database NOREM (BUWAL, 1998), som anvendes i dette studie foruden (European Environmental Agency, 1999). Der er ikke inden for dette projekt fundet fuldstændige emissionsmålinger for hver enkelt teknologi, og derfor er der i eksemplet beregnet en generel faktor. Ofte vil det dog være sådan, at der ikke i en LCA opgørelse er informationer om, hvilken teknologi et køretøj anvender, selvom køretøjets alder - og dermed nødvendig teknologi til opfyldelse af EURO normer - giver et fingerpeg. Det vil således ofte være nødvendigt at anvende en generel faktor for såvel emission som effekt.

### C.1 Identifikation af sundhedsmæssigt væsentlige komponenter i udstødningsgas

Figur C.1 viser et overblik over, hvilke forbindelser der ofte forekommer i dieseldunstødning. Det anslås, at alkaner udgør næsten 40%, hvoraf de 30% har 10 eller flere C-atomer. Alkener udgør 24%, heraf de 12% ethylene og 7% acetylen og propylen. Aromater er primært forbindelser med flere end 10 C-atomer (sandsynligvis PAH'er, som er bundet til partikler) men også benzen, toluen og xylen. Af de resterende udgør formaldehyd den største med 6%, mens andre aldehyder og acetone hver udgør mellem 0,5% og 2% eller 8% i alt (European Environmental Agency, 1999). Den bagved liggende reference er fra 1993, så ovennævnte fordeling er repræsentativ for pre-EURO normer.





Figur C.1 Oversigt over indholdet af VOC i dieseludstødning (efter European Environmental Agency 1999, table 9.1).

Som det fremgår er der nogle enkeltstoffer som ethylen og formaldehyd, der udgør en væsentlig procentdel i sig selv, mens de to virkelig store bidrag er en samling af stoffer.

Databasen NOREM (BUWAL, 1998) har sammenfattet en lang række undersøgelser af emissioner fra motorer af forskellig type. Der kan søges på en række forskellige kriterier, bl.a. motortype og efterbehandlingsteknik. I denne database kan man således få opgørelser over emissioner fra en bestemt type køretøj, men for specifikke teknologier eller normer ud over de mest almindelige er grundlaget sparsomt, hvilket nok må tilskrives manglen på publicerede undersøgelser i det hele taget.

For at skaffe et mere komplet overblik over, hvilke stoffer der generelt er væsentlige i diesel-udstødning, er der foretaget en søgning i NOREM på alle lastbiler med dieselmotor, som er produceret mellem 1990 og 2000. Der blev fundet undersøgelser på ni forskellige lastvogne repræsenteret ved forskellig motorteknologi og emissionsnormer. Middelværdien af de fundne emissionsfaktorer er listet i tabel C.1 og vist i figur C.2. Ved beregningen af middelværdier er der ikke taget hensyn til at motorerne anvender forskellig teknologi, og tabellen tjener derfor mest som et overblik over, hvilke stoffer der normalt forekommer i udstødningen, og hvilke af disse der er mest betydningsfulde. Teknologien kan have stor betydning for emissionsfaktorerne. Et partikelfilter vil fx reducere emissionen af partikler betydeligt, men samtidig sandsynligvis også medføre en ændring i de øvrige emissioner pga. reaktioner og tilbageholdelse i filtret. Dette er illustreret i figur C.3, hvor det ses, at der er væsentlig forskel på såvel emissionen af partikler som sammensætning og fordeling af enkeltstoffer. Da resultaterne kommer fra to forskellige undersøgelser, kan forskellene til dels bero på forskellige undersøgelsesforudsætninger og illustrerer de usikkerheder, som

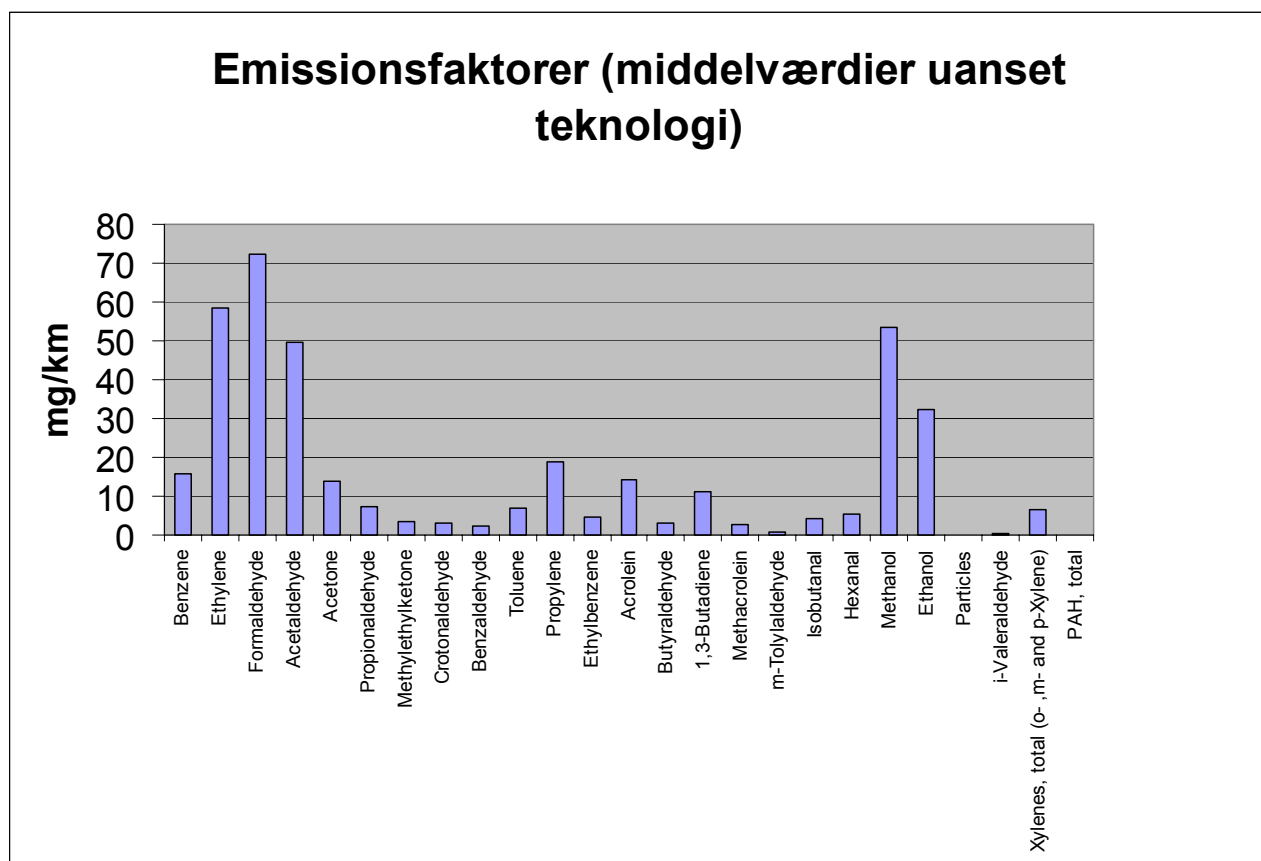
middelværdierne i tabel C.1 indeholder. Endelig fortæller figur C.3 ikke noget om de faktuelle emissionsmængder, men kun om den procentvise fordeling.

**Tabel C.1** Middelværdier for emissionsfaktorer fra "heavy duty vehicles - diesel" uden hensyn til teknologi. Stofferne, som er fremhævet med grå baggrund er allerede tidligere vurderet med hensyn til deres sundhedsmæssige effekter i henhold til UMIP-metodegrundlaget.

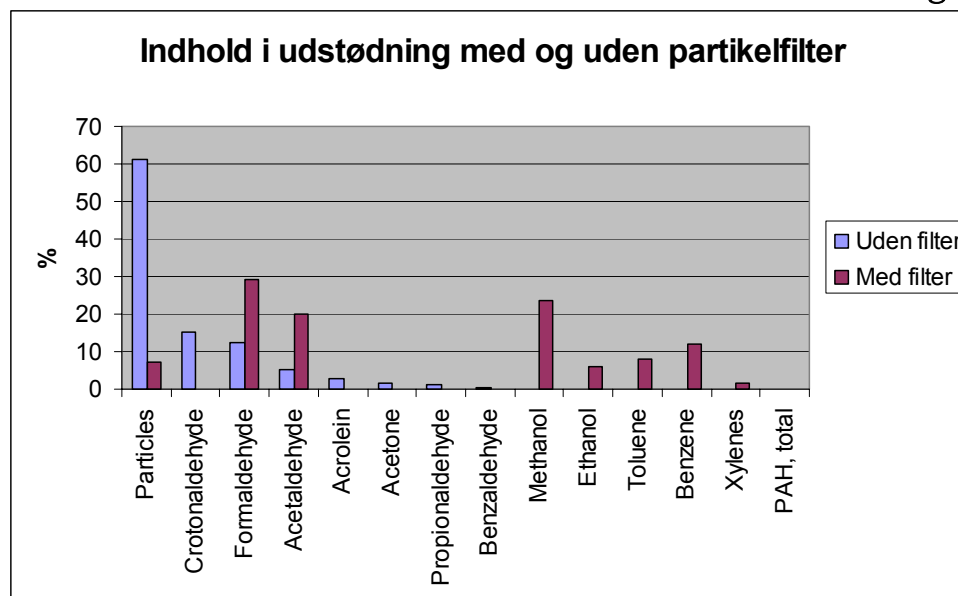
Stof (-gruppe)	mg/km	%	% VOC (partikler udeladt)
Alkener			
Ethylene	58,37	7,9	14,9
Propylene	19,03	2,6	4,9
1,3-Butadiene	11,25	1,5	2,9
Aromater			
<i>Benzene</i>	<i>15,62</i>	<i>2,1</i>	<i>4,0</i>
<i>Toluene</i>	<i>6,98</i>	<i>0,9</i>	<i>0,8</i>
Ethylbenzene	4,69	0,6	1,2
<i>Xylenes, total</i>	<i>6,72</i>	<i>0,9</i>	<i>1,7</i>
PAH, total	0,11	0,01	0,03
Aldehyder			
<i>Formaldehyde</i>	<i>72,26</i>	<i>9,8</i>	<i>18,5</i>
<i>Acetaldehyde</i>	<i>49,52</i>	<i>6,7</i>	<i>12,7</i>
Propionaldehyde	7,29	1,0	1,9
Crotonaldehyde	3,04	0,4	0,8
Benzaldehyde	2,2	0,3	0,6
Acrolein	14,13	1,9	3,6
Butyraldehyde	3,15	0,4	0,8
Methacrolein	2,88	0,4	0,7
Isobutanal	4,25	0,6	1,1
m-Tolylaldehyde	0,6	0,1	0,2
Hexanal	5,25	0,7	1,3
i-Valeraldehyde	0,34	0,05	0,1
Ketoner			
<i>Acetone</i>	<i>14</i>	<i>1,9</i>	<i>3,6</i>
Methylethylketone	3,49	0,5	0,9
Alkoholer			
<i>Methanol</i>	<i>53,3</i>	<i>7,2</i>	<i>13,6</i>
<i>Ethanol</i>	<i>32,32</i>	<i>4,4</i>	<i>8,3</i>
Partikler			
Particles	347,24	47,1	

I forhold til de generelle emissionsoplysninger fra Atmospheric Inventory Guidebook (European Environmental Agency, 1999) mangler hele gruppen af alkaner. Tilsyneladende er disse ikke blevet målt i undersøgelserne refereret i NOREM (BUWAL, 1998). NOREM begrundet ikke dette, men det kan skyldes, at alkaner er vurderet ikke at være af stor betydning. Til brug i dette projekt vurderes det, at alkaner generelt er af mindre betydning end de øvrige komponenter rent sundhedsmæssigt, og at det derfor er tilstrækkeligt at repræsentere alkaner med et repræsentativt modelstof. Da der allerede er beregnet effektfaktor for alkanet hexan i UMIP, vil hexan blive brugt som modelstof for alkaner.

Da det især er de sundhedsmæssige aspekter, som er vigtige, når det gælder udstødningsgas er det i tabel C.1 markeret, hvilke stoffer, der allerede er vurderet og beregnet effektfaktorer for i henhold til UMIP-metodegrundlaget. Som det ses mangler endnu 16 stoffer. Det er imidlertid relativt tidskrævende at beregne effektfaktorer, hvorfor det til brug for dette forprojekt er valgt at udvælge de stoffer, som er mest relevante ud fra en mængde- og sundhedsmæssig betragtning.



Figur C.2 Middelværdier for NMVOC emissionsfaktorer uanset teknologi. Partikler er ikke medregnet.



**Figur C.3** Eksempel på forskelle i emissioner og deres procentfordeling fra forskellige teknologier. Forskellene skyldes til dels at der er tale om forskellige undersøgelser.

Som nævnt er der forskel på mængden og fordelingen af VOC-emissioner afhængigt af hvilken teknologi, som anvendes. Oplysninger om den totale VOC emissionsmængde findes for forskellige emissionsnormer (synonymt med forskellig teknologi), men da stoffordelingen af VOC-emissionerne varierer, er det således til dels misvisende at anvende en generaliseret miljøeffektfaktor for alle diesellastbiler. Selvom en generaliseret faktor ikke er præcis, vurderes en sådan dog at give et fingerpeg om de toksicitetseffekter VOC fra transport forårsager. Generelt antager man at sundhedseffekter forårsaget af partikler dominerer (WHO, 1999), og forskellene i VOC-emissioner har således begrænset betydning for den samlede påvirkning af sundhed.

Som et første bud på hvilke stoffer, der bør medtages af mængdemæssig årsager er inkluderet alle stoffer, som indgår med mere end 0,5% af VOC'erne. Dette inkluderer alle de stoffer, for hvilke der allerede er beregnet effekt faktorer. Kun enkelte af aldehyderne findes i mindre end 0,5%, og disse er ikke umiddelbart meget problematiske stoffer. Desuden optræder PAH'er også kun i meget små mængder og vil primært findes adsorberet til partiklerne og således bidrage til partiklernes effekter, hvorfor de ikke vurderes separat her. Med henblik på at vurdere hvilke stoffer, der udgør en særlige sundhedsfare er de udvalgte stoffer screenet i on-line databasen RTECS (the Registry of Toxic Effects of Chemical Substances). På baggrund af en vurdering af stoffernes giftighed i forhold til hinanden samt deres procentandel af VOC'erne som præsenteret i tabel C.2, er det besluttet at basere beregningen af toksicitetsfaktorer for VOC på de stoffer, som er markeret med grå baggrund i tabellen.

**Tabel C.2** Stoffer, som i tabel C.1 udgør mere end 0,5% af VOC med kort vurdering af deres sundhedsmæssige egenskaber som udgangspunkt for udvælgelse. De markerede stoffer udgør baggrunden for beregning af toksicitetsfaktorer for VOC .

Stof (-gruppe)	% VOC	Sundhedsmæssige egenskaber
Alkaner		
Hexan (repræsentant)	<i>Ikke med</i>	Nerveskadende men ved høje koncentrationer
Alkener	22,7	
Ethylene	14,9	Ingen særlige sundhedsskadelige egenskaber.
Propylene	4,9	Repræsenteres ved ethylen pga. mængden
1,3-Butadiene	2,9	Mistænkes for at være kræftfremkaldende hos mennesker
Aromater	7,7	
<i>Benzene</i>	4,0	Anses for at være kræftfremkaldende
<i>Toluene</i>	0,8	Reproduktions- og nerveskadende
Ethylbenzene	1,2	Ingen særlige egenskaber
<i>Xylenes, total</i>	1,7	Reproduktions- og nerveskadende
Aldehyder	42,3	
<i>Formaldehyde</i>	18,5	Mistænkes for at være kræftfremkaldende hos mennesker
<i>Acetaldehyde</i>	12,7	Er muligvis kræftfremkaldende, stærk irritant
Propionaldehyde	1,9	Ingen særlige egenskaber, selvom enkelte data viser høj akut giftighed
Crotonaldehyde	0,8	Moderat giftigt ved indånding
Benzaldehyde	0,6	Irritant og enkelte undersøgelser viser høj giftighed
Acrolein	3,6	Giftigt både ved indånding og indtagelse, meget potent irritant
Butyraldehyde	0,8	Ingen særlige egenskaber
Methacrolein	0,7	Meget potent irritant, moderat giftig
Isobutanal	1,1	Ingen særlige egenskaber
Hexanal	1,3	Ingen særlige egenskaber
Ketoner	4,5	
<i>Acetone</i>	3,6	Nerveskadende
Methylethylketone	0,9	Ingen særlige egenskaber
Alkoholer	21,9	
<i>Methanol</i>	13,6	Nerveskadende
<i>Ethanol</i>	8,3	Reproduktions- og nerveskadende

De samlede toksicitetsfaktorer for VOC beregnes på baggrund af den procentvise fordeling af de udvalgte VOC'er. Fordelingen af VOC'er er forskellig mellem opgørelserne i (European Environmental Agency, 1999) og (BUWAL, 1998). På baggrund af de to opgørelser er en default-sammensætning skønnet. Den skønnede default-sammensætning af VOC'erne er vist i tabel C.3 sammen med de to opgørelser.

**Tabel C.3** Fordeling af VOC'er i (European Environmental Agency, 1999), i (BUWAL, 1998) samt den antagede default fordeling i dette projekt.

Stofgruppe	% i EIG	% i NOREM	% Default
alkaner	36	0	20
alkener	24	22,7	23
aromater	26	7,7	12
aldehyder	12,5	42,3	30
ketoner	1,5	4,5	2,5
alkoholer	0	21,9	12,5

De stoffer, som medtages inden for hver stofgruppe, tildeles en andel af den samlede VOC-emission, som står i forhold til den andel, de optræder med i ovenstående tabel C.2 og C.3. Hexan tildeles 20% af den samlede VOC, ethylen tildeles 19,3% ( $23 * 14,9 / (14,9 + 2,9)$ ) osv. Dette fører til den tilnærmede fordeling af VOC'er, som det fremgår af tabel C.4, og som benyttes til beregning af effektfaktorerne. Der vil blive udført en følsomhedsvurdering, hvor der antages en mængde for de manglende alkaner i (BUWAL, 1998).

**Tabel C.4** Tilnærmet fordeling af VOC i diesel fra lastbiler.

Stofnavn	% af VOC
1,3-Butadiene	3,70
Acetaldehyde	10,03
Acetone	2,50
Acrolein	2,84
Benzaldehyde	0,47
Benzene	7,38
Ethanol	4,74
Ethylene	19,25
Formaldehyde	14,61
Hexan	20,00
Methacrolein	0,55
Methanol	7,76
Propionaldehyde	1,50
Toluene	1,48
Xylenes, total	3,14

## C.2 Beregning af effektfaktorer

I det følgende vurderes de enkelte udvalgte stoffer i forhold til deres human toksiske (toksisk for mennesker, dvs. sundhedsskadelige) og økotoksiske egenskaber. Beregningerne er udført i et regneark, men vil ikke blive gengivet her. De samlede vægtede faktorer er beregnet ved at multiplicere effektfaktoren for det enkelte stof med stoffets procentvise andel af VOC og sluttelig addere alle disse produkter for alle stofferne. Data til vurdering af de økotoksiske effekter er søgt i US-EPAs on-line ECOTOX database system. De økotoksikologiske effektfaktorer er beregnet som beskrevet i (Hauschild et al., 1996b).

Effektfaktorer for human toksicitet (ht) er præsenteret i tabel C.5. Subscript hta, htw og hts indikerer henholdsvis toksicitet via luft (air), vand (water) og jord (soil). Toksicitet via vand og jord forekommer, når stofferne er tilstrækkeligt stabile, til at de forventes afsat fra luften på vand- og jordoverflader. Datagrundlaget for den human toksiske vurdering er søgt i on-line databaserne RTECS, HSDB og IRIS samt i UNEP's register IRPTC (international registry of potentially toxic chemicals) og beregning er foretaget i henhold til metoderne beskrevet i (Hauschild et al., 1996a).

Effektfaktorer for økotoksicitet (eco toxicity, et) er præsenteret i tabel C.6. Subscript etwc, etwa og etsc indikerer henholdsvis økotoksicitet vand kronisk (water cronic), vand akut (water acute) og jord (soil cronic). Økotoksicitet optræder kun via vand og jord og forekommer, når stofferne er tilstrækkeligt stabile til at de forventes afsat fra luften på vand- og jordoverflader. Da vand

og jord således er den sekundære recipient, forventes ikke akut økotoksicitet. For stoffer, hvor der ikke er fundet data vedr. økotoksicitet, er felterne blanke. Da de har en atmosfærisk halveringstid på under 1 døgn, forventes de dog ikke at bidrage til økotoksicitet.

**Tabel C.5** Effektfaktorer for human toksicitet for diesel lastbiler af de udvalgte komponenter af VOC emitteret til Luft. Subscript hta, htw og hts indikerer henholdsvis toksicitet via Luft, vand og jord.

Emissions to air		EF(hta)	EF(htw)	EF(hts)
Substance	CAS no.	i forhold til	i forhold til	i forhold til
		andel af VOC	andel af VOC	andel af VOC
		m3/g	m3/g	m3/g
1,3-butadiene	106-99-0	9,25E+06	0,00E+00	0,00E+00
Acetaldehyde	75-07-0	3,67E+02	0,00E+00	0,00E+00
Acetone	67-64-1	7,94E+02	2,13E-07	1,03E-04
Acrolein	107-02-8	1,42E+06	0,00E+00	0,00E+00
benzaldehyd	100-52-7	1,82E+02	1,83E-06	1,36E-05
Benzene	71-43-2	7,38E+05	1,66E-01	1,07E+00
Ethanol	64-17-5	5,41E+00	1,38E-08	7,00E-06
Ethylene	74-85-1	5,50E+00	3,85E-07	2,01E-05
Formaldehyd	50-00-00	1,83E+06	3,23E-06	8,42E-04
Hexane	110-54-3	3,27E+02	6,74E-02	1,94E-04
Methacrolein	78-85-3	7,89E+02	0,00E+00	0,00E+00
Methanol	67-56-1	1,98E+02	2,30E-05	2,44E-05
Propionaldehyd	123-38-6	3,00E+04	2,97E-04	1,03E-01
Toluene	108-88-3	3,69E+01	5,89E-05	1,48E-05
Xylenes, mixed	1330-20-7	2,09E+02	3,43E-05	2,11E-06
<b>Samlet diesel VOC faktor</b>		<b>1,33E+07</b>	<b>2,34E-01</b>	<b>1,17E+00</b>

Det kan være svært på baggrund af tabel C.5 at vurdere, hvor stor betydning VOC fra transport med diesel lastbiler har for toksicitet over for mennesker. VOC'ernes indhold af 1,3-butadien har meget stor betydning for den samlede faktor (den udgør ca. 70%), men også formaldehyd er vigtig (ca. 14%), fulgt af acrolein og benzen. De øvrige stoffer bidrager hver især med væsentligt mindre. Antagelsen om indholdet af 1,3-butadien er således vigtig for den vægtede VOC-effektfaktor. Hvis fx indholdet af 1,3-butadien reduceres til 1% halveres effektfaktoren, mens den reduceres til en tredjedel hvis 1,3-butadien helt fjernes fra sammensætningen (i så tilfælde er det acrolein, formaldehyd og benzen, som dominerer). Den vægtede effektfaktor for diesel VOC er høj i forhold til mange andre stoffer. Faktoren svarer til en ren udledning af formaldehyd eller benzen.

I forhold til persontransport med benzinbiler udleder dieselmotorer generelt mindre VOC pr. kg brændsel, selv i forhold til benzinbiler med katalysator. Desuden er der forskel på hvilke VOC'er der udledes og deres indbyrdes procentfordeling. Benzinbiler udleder således ca. dobbelt så stor en andel af benzen og dertil en væsentlig andel af forskellige benzenforbindelser, hvorimod andelen af 1,3-butadien, formaldehyd og acrolein er væsentlig mindre end for dieselmotorer (European Environmental Agency, 1999).

**Tabel C.6** Effektfaktorer for økotoksicitet for diesel lastbiler af de udvalgte komponenter af VOC emitteret til luft. Subscript etwc, etwa og etsc indikerer henholdsvis økotoksicitet vand kronisk, vand akut og jord. For stoffer, hvor der ikke er fundet data vedr. økotoksicitet, er felterne blanke.

<b>Emissions to air</b>		<b>EF(etwc</b>	<b>EF(etwa</b>	<b>EF(etsc</b>
<b>Substance</b>	<b>CAS no.</b>	<b>i forhold</b>	<b>i forhold</b>	<b>i forhold</b>
		<b>andel af</b>	<b>andel af</b>	<b>andel af</b>
		<b>m3/g</b>	<b>m3/g</b>	<b>m3/g</b>
1,3-	106-99-		0,00E+0	
Ethylen	74-85-	1,82E-	0,00E+0	8,74E-
Propionaldehy	123-38-	1,00E-	0,00E+0	7,67E-
Benzaldehy	100-52-	2,53E-	0,00E+0	7,71E-
Acrolei	107-02-	0,00E+0	0,00E+0	0,00E+0
Methacrolei	78-85-		0,00E+0	
Hexan	110-54-	6,97E+0	0,00E+0	1,17E-
Benzen	71-43-	7,70E-	0,00E+0	6,92E-
Toluen	108-88-	5,84E-	0,00E+0	1,41E-
Xylenes,	1330-20-	8,00E-	0,00E+0	8,01E-
Formaldehyd	50-00-	1,32E-	0,00E+0	1,12E+0
Acetaldehyd	75-07-	0,00E+0	0,00E+0	0,00E+0
Aceton	67-64-	6,00E+0	0,00E+0	5,68E+0
Ethano	64-17-	1,59E-	0,00E+0	1,52E-
Methano	67-56-	3,14E-	0,00E+0	3,06E-
<b>Samlet diesel VOC</b>		<b>1,57E+0</b>	<b>0,00E+0</b>	<b>6,07E+0</b>

VOC'ernes bidrag til økotoksicitet er relativt lille og vil sandsynligvis være uvæsentlig i forhold til andre bidrag til økotoksicitet i en LCA. Størrelsen af effektfaktoren svarer til stoffer som fx chloroform, mangan eller tetrachlorethylen.

Der er udført en følsomhedsvurdering, hvor der for de manglende alkaner i (BUWAL, 1998) er antaget en mængde på 35%, dvs. ca. svarende til mængden i (European Environmental Agency, 1999). Da der i forvejen er arbejdet med et afrundet gennemsnit af de to referencer, hvor alkaner udgør 20%, har den øgede alkanandel ikke resulteret i væsentlige afvigelser fra VOC toksicitetsfaktorerne præsenteret i tabel C.5 og C.6.

### C.3 Referencer

WHO (1999). **Charter on transport, environment and health.**

([www.who.dk/london99](http://www.who.dk/london99)). Background document.

BUWAL (1998). **NOREM, database for non-regulated emissions from motor vehicles**, ver. 2.0, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

Hauschild, M., Olsen S.I. & Wenzel, H., 1996a: **Toksicitet for mennesker i miljøet som vurderingskriterium ved miljøvurdering af produkter.** I Hauschild, M. (ed.); Baggrund for miljøvurdering af produkter, UMIP publikation, Miljøstyrelsen, København.

Hauschild, M., Damborg, A. & Tørsløv, J., 1996b: **Økotoksicitet som vurderingskriterium ved miljøvurdering af produkter.** I Hauschild, M.



(ed.); Baggrund for miljøvurdering af produkter, UMIP publikation, Miljøstyrelsen, København.

## Eksisterende UMIP transportprocesser, 1994/95

UMIP transportprocesser. Dataalder: 1994/95.			
UMIP id	Navn (transportmiddel og -mønster)	Enhed	Beskrivelse
<b>Skib</b>			
-32711	Bulkcarrier, 2 takt, 175000 DW	kgkm	50 % udnyttelse = 87500 tons fragt. 3% S.
-32714	Coaster, 4 takt, 2000 DWT	kgkm	50 % udnyttelse = 1000 tons fragt. 0,1% svovl i olie.
-32715	Containerbåd, 2 takt 28000 DWT	kgkm	50 % udnyttelse = 14000 t fragt. 3% S. 21 knob
-32712	RO-RO skib, 2 takt, 3900 DWT	kgkm	50 % udnyttelse = 1950 tons fragt. 3% S.
-32713	RO-RO skib, 4 takt, 1700 DWT	kgkm	50 % udnyttelse = 850 tons fragt. 0,1% svovl i olie.
<b>Fly</b>			
-32719	Fly, mindre jet, cruise	kgkm	60% udnyttelse = 8,5 t nyttelast.
-32718	Fly mindre jet, start/landing	kg	60 % udnyttelse = 8,5 t nyt- telast.
-32720	Fly, nyere stor jet, cruise	kgkm	50% udnyttelse = 52 t nyttelast.
-32717	Fly, nyere stor jet, start/landing	kg	50% udnyttelse = 52 t nyt- telast.
-32721	Fly, ældre stor jet, cruise	kgkm	45% udnyttelse = 47 t nyttelast.
-32716	Fly, ældre stor jet, start/landing	kg	45 % udnyttelse = 47 t nyt- telast.
<b>Tog</b>			
-32710	Godstog, diesel	kgkm	gods = 40% af togets totalvægt. 7% af vognene returnere tomme. 0,2% svovl i olie.
<b>Bil</b>			
-32690	Koldstart, dieselvarebil, 0 grader C.	stk	Ekstra emissioner og brændselforbrug ved koldstart af varebil ved 0 grader celcius. 0,2% svovl i olie.
-32702	Lastbil > 3,5 t benzin landevej	kgkm	40 % udnyttelse = 2 tons fragt
-32700	Lastbil > 3,5 t, benzin motorvej	kgkm	40 % udnyttelse = 2 tons nyttelast
-32701	Lastbil > 3,5 t, benzin, bytrafik	kgkm	40 % udnyttelse = 2 tons
-32696	Lastbil 3,5 - 16t, diesel, motorvej	kgkm	40 % udnyttelse = 2 tons nyttelast. 0,2% svovl i olie.
-32692	Lastbil 3,5-16t diesel landevej	kgkm	40 % udnyttelse = 2 tons nyttelast. 0,2% svovl i olie.
-32699	Lastbil 3,5t-16t diesel, bytrafik	kgkm	40 % udnyttelse = 2 tons nyttelast. 0,2% svovl i olie.
-32758	Lastbil, >16t diesel, motorvej	km	0,2% S
-32695	Lastbil > 16t diesel, bytrafik	kgkm	70% udnyttelse = 16,5t nyttelast, 0,2% S
-32694	Lastbil > 16t diesel, landevej	kgkm	70 % udnyttelse = 16,5 t nyttelast, 0,2% S
-32693	Lastbil, >16t diesel, motorvej	kgkm	70 % udnyttelse = 16,5 tons nyttelast, 0,2% S
-32707	Varebil < 3,5 t benzin landevej	kgkm	1 tons nyttelast.
-32706	Varebil < 3,5 t benzin motorvej	kgkm	1 tons nyttelast
-32708	Varebil < 3,5 t benzin, bytrafik	kgkm	1 tons nyttelast
-32697	Varebil < 3,5 t diesel landevej	kgkm	Nyttelast = 1 tons. 0,2% svovl i olie.
-32705	Varebil < 3,5 t diesel, bytrafik	kgkm	Nyttelast = 1 tons. 0,2% svovl i olie.
-32698	Varebil < 3,5 t diesel, motorvej	kgkm	Nyttelast = 1 tons. 0,2% svovl i olie.
<b>Forbrænding</b>			
-32751	Benzin forbrændt i benzinmotor	kg	Forbrænding af 1 kg benzin, f.eks. varebil
-32748	Fuelolie forbr., dieselmotor, stor 2-takt	kg	Forbrænding af 1 kg fuelolie i stor 2-takt motor, f.eks. skibe af typen culc carier, containerskib, stor RO-RO etc. 3% svovl i
-32750	Fuelolie forbr., dieselmotor, stor 4-takt	kg	Forbrænding af 1 kg gasolie i stor 4 takt motor, f.eks. skibe af typen coaster, RO-RO etc. 0,1% svovl i olie.
-32752	Gasolie forbrændt i dieselmotor, lille	kg	Forbrænding af 1 kg gasolie i lille 4-takt motor, f.eks. lastbil, traktor, bulldozer. 0,05% svovl i olien.

## Screening af referencer

## E.1 Danmark, Miljøstyrelsen

Projekttitel: Miljøstyring og miljørevision i vognmandserhvervet
Udførende organisation/virksomhed: DTI, COWI, FDE. Rekvirent: Erhvervsfremme Styrelsen, Miljøstyrelsen
Kontaktperson: COWI, Erling Hvid
Formål: Projektets formål er at udvikle koncepter for indførelse af miljøstyring/certificering hos små og mellemstore transportører. Et særligt formål er at udvikle koncepter, der gør det muligt at indføre og anvende koncepterne uden meget store udgifter til rådgivning.
Forventet resultat: På baggrund af en branchescreening udarbejdes et udkast til en håndbog til brug for vognmandsvirksomheder, som ønsker certificering efter BS7750, ISO141001 eller EMAS. Desuden udvikles simple PC-værktøjer til at implementere og drive miljøstyringsystemer i mindre vognmandsvirksomheder. Værktøjet udvikles som et generelt værktøj, som senere tilpasses forskellige dele af branchen (dyretransport, renovation, slam, kølet transport, distributions-/stykgoods m.v.)
Publicering: Planlagt håndbog for retningslinier for indførelse af miljøstyring svarende til BS7750, EMAS og ISO14001. Kursusmateriale.
Evaluering: Projektet har fokus på miljøstyring og har derfor kun marginal sammenhæng med LCA aspekterne. Desuden vil kilderne til information være dækket gennem de resterende kilder i denne liste.
Gruppering: 2 (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)

Reference: COWI. (1995). Miljømærkning og godstransport, (Arbejdsrapport nr. 9, 1995) Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen, København
Resumé: Formålet med projektet var at belyse, hvordan transport kan inddrages i miljømærkning af produkter i forbindelse med EUs miljømærkeordning. Problemet blev belyst gennem en case-analyse af papirfabrikken Stora Papyrus Dalum i Odense.
Evaluering: Temaet for projektet er særdeles relevant for det aktuelle projekt
Gruppering: 1 (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)

Reference: COWI (2000) Miljøstyring og transport – Håndbog for små og mellemstore virksomheder Miljøstyrelsen og Erhvervsfremme Styrelsen, København
Resumé: Håndbogen Miljøstyring og transport – Håndbog for små og mellemstore virksomheder beskriver, hvordan transport kan inddrages i miljøstyring. Håndbogen beskriver i et let tilgængeligt sprog en metode og en række virkemidler, som virksomheder kan bruge til at systematisere arbejdet med miljøstyringen. Håndbogen er blevet udarbejdet på baggrund af afprøvninger i 6 casevirksomheder og i samarbejde med 65 virksomheder der har gennemført kortere eller længere miljøstyringsforløb.
Evaluering: Håndbogen har fokus på miljøstyringen er derfor kun muligvis relevant for

nærværende projekt.	
Gruppering:	2
(1 = er relevant; 2 = er måske relevant)	

Reference: Dansk Teknologisk Institut (1995) Livscyklusvurdering af busser – Forprojekt, (Arbejdsrapport nr. 10/1995), Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen, København	
Resumé: I forprojektet er foretaget en screening af miljøbelastningen i en bus' livscyklus, og der er sket en afklaring af, hvilke livscyklusfaser projektet skal omfatte. Det er afklaret, hvor der er mangel på data, samt hvorfra det vil være muligt at skaffe de nødvendige data. Faserne der betragtes er: produktion af råmateriale/halvfabrikata, produktion af busser, brug af busser og bortskaffelse af busser. For hver fase er der foretaget en overordnet kortlægning og vurdering af følgende faktorer: ressourceforbrug, energiforbrug, emissioner til jord og vand affald miljøforhold og sundhedsforhold.	
Evaluerings: På en lang række punkter adskiller busser og lastbiler sig ikke fra hinanden i deres livscyklus. Derfor vil en del af materialet muligvis kunne genanvendes til godstransporten.	
Gruppering:	2
(1 = er relevant; 2 = er måske relevant)	

Projektittel: Operationelle metoder til virksomhedernes opgørelse af miljøeffekter af tog- og skibstransporter i internationale transportkæder.	
Udførende organisation/virksomhed: Institut for Transportstudier i samarbejde med TetraPlan , ITD, ifeu (Heidelberg), KombiDan og Banestyrelsen. Rekvirent: Miljøstyrelsen, Renere produkter	
Kontaktperson: Lars Dagnæs, Institut for Transportstudier er projektleder	
Formål: Projektet tager udgangspunkt i hvilke data, der vil være nødvendige for at kunne udvikle værktøjer til virksomhedernes vurdering af den transportrelaterede miljøbelastning fra deres internationale transport. Detaljeringsgrad varieres i forhold til, hvor stor betydning den enkelte transportkorridor har for danske virksomheders transport. Der udvikles modeller til beskrivelse af miljøforholdene i de enkelte korridorer, og der udvikles simple PC-værktøjer til brug for virksomhedernes miljøvurderinger.	
Forventet resultat: Det kan forventes at der etableres en model der kan optimere datakilderne til beregning af emissioner fra tog og skib.	
Publicering: Publiceringstidspunktet er ukendt.	
Evaluerings: Den omtalte model vil blive et stærkt kort i udregningerne af emissioner fra søtransport og transport på bane. Disse data foreligger på nuværende tidspunkt ikke i en tilstrækkelig detaljeret form.	
Gruppering:	2
(1 = er relevant; 2 = er måske relevant)	

Projektittel: Miljøoptimering af godstransporttydelser inden for bygge- og anlægssektoren	
Udførende organisation/virksomhed: Projektet udføres af NIRAS med NTU som underleverandør. Rekvirent:	

Miljøstyrelsen, Renere produkter.	
Kontaktperson: Jens Christian Binder, NIRAS er projektleder	
Formål: Projektet vil udfra en afdækning af logistikken i byggeprocessen og udfra viden om det samspil, der er mellem aktørerne i byggeprocessen, opstille forslag til mulige forbedringer af den transportrelaterede miljøbelastning. Projektet vil konkret undersøge 2 byggerier, med henblik på at afklare logistik, transportforbrug og mulige organiseringer. Der tages udgangspunkt i indarbejdelse af miljøhensyn i eksisterende værktøjer til byggepolitik. Projektet vil endvidere søge at kortlægge den transportrelaterede miljøbelastning og forbedringspotentialer for branchen som helhed. Udviklingen af løsningsforslag vil ske i tæt dialog med de aktører, der er involveret i byggeprocessen.	
Forventet resultat:	
Publicering: Tidspunkt for publicering er ukendt	
Evaluering: Projektet kan give et indblik i en branches transportrelaterede miljøbelastning, og kan på den måde fungere som inspiration	
Gruppering:	2 (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)
<b>Reference:</b> Wismann, Tom (1998) <i>Reduktion af miljøbelastning ved flytning af godstransport fra land til sø, Miljøprojekt nr. 390/1998</i> , Miljø- og Energiministeriet. Miljøstyrelsen, København	
<b>Resumé:</b> Rapporten fremligger de generelle miljømæssige fordele ved at transportere gods med skibe (coastere) frem for landtransport for 3 udvalgte brancher nemlig : transport af vindmøller, transport af råvarer til grovvarefremstilling og endelig transport af savet træ. Desuden sammenlignes økonomien mellem den nuværende transport og skibsoptimeret transport i de 3 brancher Formålet med projektet er at belyse mulighederne for at reducere energiforbruget og minimere de miljømæssige udledninger til atmosfæren ved transport af gods ad søvejen frem for med bil eller tog. I forprojektet klarlægges den nuværende viden på området. Dernæst bestemmes, hvilke godstyper der fremover vil kunne transporteres ad søvejen. Endelig foretages en vurdering af de energi- og miljømæssige fordele, der er forbundet med overflytningen. Hovedprojektet udbygger forprojektets analyser og undersøger konkrete muligheder for overflytning af gods til søtransport i 3 forskellige virksomheder. Det undersøges ud fra de konkrete transportbehov, hvordan transportarbejdet i størst muligt omfang kan flyttes til søtransport, bl.a. ved brug af kombitransport, og hvilken betydning dette vil have operationelt og økonomisk.	
<b>Evaluering:</b> Rapporten er relevant, idet det er en af de eneste danske rapporter, der på tilfredsstillende måde gør rede for de logistiske og miljømæssige fordele/konsekvenser ved anvendelse af søtransport til transport.	
Gruppering:	1 (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)

<b>Projekttitel:</b> <i>Produktion, distribution og godstransport - miljøkonsekvenser og handlemuligheder</i>
<b>Udførende organisation/virksomhed:</b> COWI og TEK-SAM på RUC
<b>Kontaktperson:</b> Erling Hvid, COWI er projektleder.
<b>Formål:</b> Projektets formål er at finde handlemuligheder til at mindske den øgede miljøbelastning fra godstransporten, som kan forekomme ved indførelsen af nye produktions- og distributionsformer i produktionsvirksomhederne. Der tages udgangspunkt i en analyse af hvordan udviklingen i produktions- og

distributionssystemer påvirker krav til tid, frekvens og afstand baseret på den nyeste forskning inden for området. Der foretages en analyse af transportudviklingen i udvalgte brancher. På basis heraf udvælges 3-5 virksomheder i relevante brancher, som har arbejdet systematisk med miljøforhold.
<b>Forventet resultat:</b> Beskrivelser af produktionssystemers indvirkning på transporten. Der opstilles også et katalog over handlemuligheder, for hvordan virksomhederne kan vurdere en ændret produktions indvirkning på transporten.
<b>Publicering:</b> Miljøstyrelsen rapport serie og deres hjemmeside (hvornår & hvordan)
<b>Evaluerings:</b> Projektet omhandler produktions-, distributions- og logistikudviklingen i Danmark og kan derved være et bidrag til at forstå den samlede trafik-kæde i relation til produktionsbetingelserne.
<b>Gruppering:</b> 2 (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)

<b>Reference:</b> Niels Frees og Bo P. Weidema. (1998). <b>Energy and Transport Scenarios, LCA of Packaging Systems for Beer and Soft Drinks, technical report 7.</b> Miljøprojekt nr. 406. Miljøstyrelsen. København.
<b>Resumé:</b> Rapporten gennemgår miljøpåvirkning for vejtransport medregnet fremstilling af brændstof og drift af køretøjet. Emissionsfaktorer er etableret for 2 lastbilkategorier ved forskellige vejtyper/-miljøer og lastgrader. Emissionsfaktorerne er baseret på EU Miljøagenturets EMEP/CORINAIR database, men er opdateret til at gælde EU's emissionsnorm EU2. Volvo har leveret oplysninger om brændstofforbrug for forskellige lastbiltyper, lastgrader og vejtyper. Transportens betydning i forbindelse med øl og læskedrikke i relation til deres emballagetyper fremgår. Rapporten er udarbejdet af Institutet for Produktudvikling sammen med Chalmers Industriteknik (CIT).
<b>Evaluerings:</b> Rapporten giver kvalificerede oplysninger om brændselsforbrug ved forskellig belastning og vejtyper og indeholder et opdateret datagrundlag.
<b>Gruppering:</b> 2 (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)

<b>Reference:</b> COWIconsult. (1992). <b>Forstudie til livscyklusanalyse inden for transportsektoren.</b> Arbejdsrapport nr. 47/1992. Miljøstyrelsen. København.
<b>Resumé:</b> Forstudiets formål har været at tilvejebringe et overblik over miljøpåvirkningerne i transportsektoren (=trafikanlæg, transport- og drivmidler) samt foretage en opgørelse af størrelsesordenen af disse. Rapporten ser på materiale- og energiforbrug, luft-, støj- samt jord- og vandforurening, affald, arealforbrug og barriereeffekt. Hovedresultatet er, at transportmidlernes driftsfase giver langt den største miljøpåvirkning. De øvrige faser udgør 5-25% af energiforbrug og luftforurening.
<b>Evaluerings:</b> Godt overblik og grundlag at gå videre på.
<b>Gruppering:</b> 1 (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)
<b>Reference:</b> Lassen C, Drivsholm T, Hansen E, Rasmussen B, Christiansen K. (1996). <b>Massestrømsanalyse for nikkel.</b> Miljøprojekt nr. 318. Miljøstyrelsen. København.
<b>Resumé:</b> I rapporten foretages en undersøgelse af anvendelsen, forbruget og spredningen af nikkel i Danmark.
<b>Evaluerings:</b>

Angiver bl.a. spredningen til miljøet af nikkel med olieprodukter og naturgas, som kan anvendes ved beregninger af miljøbelastningen hidrørende fra slid og kørsel.
<b>Gruppering:</b> 1 (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)

<b>Reference:</b> Drivsholm T, Maag J, Hansen E, Havelund S. (1999). <i>Massestrømsanalyse for cadmium</i> . Ikke publiceret rapportudkast.
<b>Resumé:</b> I rapporten gives et opdateret overblik over anvendelsen, forbruget og spredningen af cadmium i Danmark.
<b>Evaluerings:</b> Angiver bl.a. spredningen til miljøet af cadmium med dæk, olieprodukter og naturgas, som kan anvendes ved beregninger af miljøbelastningen hidrørende fra slid og kørsel.
<b>Gruppering:</b> 1 (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)

<b>Projekttitel:</b> <i>Miljøforbedring af en bus efter livscyklusprincippet (hovedprojekt)</i>
<b>Udførende organisation/virksomhed:</b> Scania Busser Silkeborg A/S. Rekvirent: Rådet for Genanvendelse og mindre forurenende Teknologi
<b>Kontaktperson:</b> DTI, Jens Wood
<b>Formål:</b> Formålet med hovedprojektet (se "livscyklusvurdering af bus" under "færdige projekter") er via en livscyklusvurdering at tilvejebringe et grundlag for at gennemføre en miljømæssig forbedring af samtlige livscyklusfaser for en ny bus.
<b>Forventet resultat:</b> Resultaterne fra projektet forventes at kunne danne basis for en vejledning om offentlige indkøb af busser.
<b>Publicering:</b> Skulle afrapporteres i 1999
<b>Evaluerings:</b> Det har ikke været muligt at finde materiale om projektet på den afsatte tid.
<b>Gruppering:</b> 2 (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)

<b>Reference:</b> Frees, N., Pedersen, M.A. (1996). <i>Enhedsprocesdatabase</i> . UMIP publikation. Miljøstyrelsen, København.
<b>Resumé:</b> Databasen bringer data for brændstofforbrug og emissioner for flere kategorier af vejtransport, tog, skib og fly. Data er bl.a. baseret på en ældre udgave af Miljøagenturets opslagsværk EMEP/CORINAIR.
<b>Evaluerings:</b> Data er ikke opdateret siden 1994/95 og er i dag forældede, men kan bruges som eksempel på rapportering i UMIP formatet.
<b>Gruppering:</b> 2 (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)

## E.2 Danmark, Trafikministeriet

<b>Reference:</b> Trafikministeriet (1999). <i>TEMA</i> . København
<b>Resumé:</b>

TEMA er en model, der kan udregne emissioner fra land og vandbaserede transportmidler. I modellen tages også højde for kapacitetsudnyttelsen af transportmidlet.	
<b>Evaluerings:</b>	Modellen er p.t. det bedste danske bud på beregning af emissioner ved godstransport.
<b>Gruppering:</b>	1
(1 = er relevant; 2 = er måske relevant)	

<b>Projekt titel:</b> <i>TransECO2 (Miljømæssige og økonomiske benefits ved indførelse af miljøstyring)</i>	
<b>Udførende organisation/virksomhed:</b> FDE, IFT, ETU. Rekvirent: Trafikministeriet	
<b>Kontaktperson:</b> Trafikministeriet, Susanne Viuf	
<b>Formål:</b> Der gennemføres et antal demonstrationsprojekter for at vise, at transportkøbere og transportleverandører i fællesskab kan opnå reducerede miljøbelastninger - og samtidig opnå driftsøkonomiske besparelser.	
<b>Forventet resultat:</b> Projekterne tager udgangspunkt i et allerede eksisterende samarbejde mellem en transportør og en virksomhed. Hvert af de 9 projekter indledes med en kortlægning af virksomhedernes udgangsposition: <ul style="list-style-type: none"> <li>- Transportrelaterede miljøbelastning</li> <li>- Anvendte metoder til planlægning af transporterne</li> <li>- Tidligere gennemførte optimeringer hos transportør/transportkøber</li> <li>- Nuværende driftsøkonomisk situation.</li> </ul> Herefter opstilles en handlingsplan for hver virksomhed, og resultaterne relateres løbende til den miljømæssige og driftsøkonomiske udgangsposition. Resultater og erfaringer fra alle 9 projekter opsamles og videreformidles i et erfaringskatalog.	
<b>Publicering:</b> Erfaringskatalog med formidling af praktiske værktøjer til inspiration for andre virksomheder.	
<b>Evaluerings:</b> Projektet har fokus på miljøstyring og har derfor kun marginal sammenhæng med LCA aspekterne.	
<b>Gruppering:</b>	1
(1 = er relevant; 2 = er måske relevant)	

<b>Reference:</b> Danske Vognmænd og PLS Consult, <i>Vognmandserhvervets teknologi- og videnscenter</i> . Rekvirent: Trafikministeriet/Færdselsstyrelsen	
<b>Resumé:</b> Projektet har til formål at undersøge, hvorledes en direkte og effektiv vidensformidling til transportvirksomhederne kan organiseres. I den forbindelse vil det blive undersøgt, hvorvidt etablering af et teknologi- og videnscenter kan være en hensigtsmæssig ramme om en sådan indsats, idet en sådant center kan skabe rammer for en systematisk opsamling, bearbejdning og formidling af aktuel og fremtidig viden om teknologi, logistik, miljø og andre forhold af betydning for det samlede vognmandserhverv.	
<b>Evaluerings:</b> Et etableret videncenter for vognmandserhvervet vil kunne komme med væsentlige indput om teknologi, logistik og miljø.	
<b>Gruppering:</b>	2
1 = er relevant; 2 = er måske relevant)	

## E.3 Danmark, Transportrådet

<b>Projekt titel:</b>
-----------------------



<b>Transportindholdet i levnedsmidler - et forprojekt.</b>	
<b>Udførende organisation/virksomhed:</b>	Institut for miljø, teknologi og samfund, Roskilde Universitetscenter og AKF
<b>Kontaktperson:</b>	Per Homann Jespersen, TEK-SAM, RUC
<b>Formål:</b>	Belyse de historiske udviklingstendenser ved transport af levnedsmidler og bidrage til en forståelse af drivkræfterne bag denne udvikling. Yderligere er formålet at udvikle metoder til at vurdere de miljøbelastninger som transporten af levnedsmidler giver.
<b>Forventet resultat:</b>	Projektet skal medvirke til at højne kvaliteten af grønne regnskaber, og underbygger beslutningsgrundlaget ved køb af levnedsmiddeltransport. Resultaterne forventes også at kunne anvendes af planlæggende myndigheder.
<b>Publicering:</b>	Marts 2001, Notat om livscyklusdata for levnedsmiddeltransport og rapport om cases, datagrundlag og casestudium af transport af rugbrød. (hvornår & hvordan)
<b>Evaluering:</b>	Rapporten vil indeholde data for transport af levnedsmidler
<b>Gruppering:</b>	1 (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)

<b>Reference:</b>	Transportrådet (1999) <i>Godstransportkæder - miljø- og omkostningsforhold</i> , Notat 99-01, Transportrådet København
<b>Resumé:</b>	Rapporten er et forsøg på at opstille en metode og at indhente de nødvendige data for at kunne belyse omkostnings- og miljøforhold i godstransportkæder. Rapporten skal ses som en forlængelse af de metoder og resultater, der har været fremført i bl.a. studiet af omkostninger i eksportvognmandserhvervet (notat 94-05), i notatet om potentiale for søtransport mellem Danmark og kontinentet (notat 95-02), valg af transportmiddel i international godstransport (notat 95-03), benchmarking af havne - muligheder for effektivisering af havne (notat 96-06) samt notatet om godstransport og kvalitet (notat 97-02), for at nævne nogle af de vigtigste. Desuden har miljøvurderingerne i tilknytning til TEMA-modellen samt en række af de overvejelser, der har været gennemført i tilknytning til PACT projekterne om intermodale løsninger, og de overvejelser, der ligeledes er undervejs i det EU-finansierede Scandinet-projekt, været af stor betydning for nærværende projekt. Og endelig - men ikke at forglemme - har arbejdet med en trafikplan for Århus Amt været af stor betydning for en forståelse af en række af de grundlæggende problemstillinger i dette projekt.
<b>Evaluering:</b>	Rapporten indeholder ikke decideret ny viden på godstransportens men kan mest se som en styrkelse af allerede eksisterende modeller til beskrivelse af transportkæden. Projektet skal derfor ses i sammenhæng med de øvrige projekter og er i den forbindelse relevant i relation til produkters forbrug af godstransport. Der har været meget debat om energiforbruget ved tog transport, og DSB har kritiseret resultaterne.
<b>Gruppering:</b>	1 (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)

<b>Reference:</b>	COWI (1996) <i>Effektivisering af godstransport i byer - notat 96-04</i> Transportrådet, København
<b>Resumé:</b>	Projektet omhandler effektivisering af godstransport i byer. Formålet er at tilvejebringe viden om logistikkæder og organisatoriske barrierer og med baggrund heri foretage en vurdering af forskellige måder til effektivisering af godstransport i byer. Disse kunne bl.a. være effektivisering inden for den enkelte virksomhed, koordinering af transporterne for en række ensartede virksomheder og effektivisering

af landsdækkende distributionsvirksomheder. Projektet gennemførtes med udgangspunkt i Aalborg med kommunen som aktiv deltager. Projektet omfatter dataindsamling om turkæder og organisationsforhold hos virksomheder, som transporterer eller får transporteret gods i byer. Der opstilles en række løsningsmodeller, som henvender sig til forskellige typer af virksomheder, og disse afprøves gennem kvalitative interview (SI-analyse).	
<b>Evaluerings:</b>	Projektet kan give nogle input til logistikkæder i et miljøperspektiv.
<b>Gruppering:</b>	2 (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)

<b>Reference:</b> Lise Drewes Nielsen (red.) (1997) <i>Transportvirksomheders relationer – en socioøkonomisk analyse, notat 97-07</i> Transportrådet København	
<b>Resumé:</b> Programmet omfatter følgende: - Industriens organisering og transportefterspørgsel - Transportindustrien i Danmark - Produktion i et regionalt perspektiv - implikationer for bæredygtighed - Behovet for nye reguleringstyper. Formålet er at opbygge temaer: Samlet forskningsindsats på transportforskningsområdet hos ILT; med udgangspunkt i et erhvervsøkonomisk perspektiv analyseres den danske transportsektors struktur, organisering og udviklingsbetingelser. Programmet leverer konkrete analyser af transportsektoren i Danmark, men inddrager også de internationale aspekter heraf. Desuden indeholder programmet teori- og metodeudvikling inden for transportforskningsområdet og inden for det erhvervsøkonomiske område. Der er gennemført et forskningsprojekt med det formål at analysere <i>hvorledes relationer mellem produktions- og transportvirksomheder udvikles og forandres</i> . Forskningsprojektets fokus er den danske godstransportsektor. Ved anvendelse af erhvervsøkonomiske teorier og metoder har projektet til formål at opnå en bedre forståelse for de mekanismer bag og konsekvenser af forandringer i transportsektoren.	
<b>Evaluerings:</b>	Projektet omhandler relationen mellem industri- og transportvirksomhed, desuden opbygges centrale betragtninger om godstransportens udvikling i den aktuelle logistisk og produktions forhold.
<b>Gruppering:</b>	1 (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)

<b>Projekt titel:</b> Udvikling af en model for godstransportens udvikling samt transportsektoren i ADAM	
<b>Udførende organisation/virksomhed:</b> DMU	
<b>Kontaktperson:</b> Transportrådet, Susanne Krawack	
<b>Formål:</b> Udvikling af en model for godstransportens udvikling samt transportsektoren i ADAM.	
<b>Forventet resultat:</b>	
<b>Publicering:</b> (hvornår & hvordan)	
<b>Evaluerings:</b> Modellen vil muligvis kunne anvendes i en overordnet vurdering af den logistiske udvikling af godstransporten.	
<b>Gruppering:</b>	2 (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)

<b>Projekttitel:</b> <i>Et nyt kapacitetsbegreb for godstransport</i>
<b>Udførende organisation/virksomhed:</b> Tetraplan, TI, Institut for transportstudier for Transportrådet
<b>Kontaktperson:</b> Michael Henriques, Tetraplan
<b>Formål:</b> Grundlæggende overvejelser om hvordan der kan opstilles et nyt kapacitetsbegreb. Projektet bygger hovedsagelig på statistik og casestudier.
<b>Forventet resultat:</b> Der arbejdes mod at kunne opstille et nyt kapacitetsbegreb og samtidig udarbejde "værktøjer", som kan gøre begrebet operationelt i transportvirksomhederne .
<b>Publicering:</b>
<b>Evaluerig:</b> Opstilles et nyt kapacitetsbegreb, vil det kunne indgå konstruktivt i projektarbejdet.
<b>Gruppering:</b> (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)      2

E.4 Danmark, Danmarks Statistik

<b>Reference:</b> Danmarks statistik. (1999). <i>Godstransport på danske lastbiler</i> , Statistiske efterretninger: Transport, Udgives kvartalsvis samt en årlig opsamling (1999:15)
<b>Resumé:</b> Statistisk oversigt med opgørelses af godstransport på danske lastbiler. Indeholder bl.a. tal for godsmængder, kørte km og kapacitetsudnyttelse både ved national og international transporter med danske lastbiler.
<b>Evaluerig:</b> Giver nye tal for transportarbejdet.
<b>Gruppering:</b> 2 (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)

<b>Reference:</b> Danmarks statistik. (1999). <i>Transportsektorens struktur og økonomiske udvikling 1992 - 1998</i> , Statistiske efterretninger: Transport (1999:48),
<b>Resumé:</b> Beskriver transportsektorens økonomiske udvikling samt transportvirksomhedernes struktur og beskæftigelse i åerne 1992- 1998. Udviklingen er beskrevet for forskellige brancher og dækker land, sø og lufttransport.
<b>Evaluerig:</b> Ikke direkte anvendelig men viser evt. udviklingstendenser der kan være relevante for arbejder.
<b>Gruppering:</b> 2 er måske relevant)

E.5 Danmark, DTL

<b>Reference:</b> <i>Miljø og sikkerhed - håndbog for vejtransport</i> , FDE, Padborg, 1997
<b>Resumé:</b> Håndbogen indeholder en række værktøjer, der kan bruges af transportører til tilvejebringelse og videreformidling af dokumentation for transportens miljøbelastning. Færdselssikkerhed indgår også i bogen. Der er et antal tjeklister som

brugerne kan anvende ved indførelse af håndbogens forslag, og skemaer med emissioner for forskellige typer godstransport.	
<b>Evaluering:</b> Håndbogen har fokus på miljøstyring i transportbranchen og kan der for muligvis være relevant	
<b>Gruppering:</b> (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)	2

<b>Reference Transport og miljø</b> -Fakta, sammenhænge og tendenser, FDE, Padborg, 1995	
<b>Resumé:</b> Rapporten er en beskrivelse af nogle fakta, sammenhænge og tendenser, som indgår i grundlaget for branchens stillingtagen til mål og virkemidler for erhvervet i arbejdet på at minimere de miljømæssige påvirkninger af landevejstransporten. Rapporten udgør ikke en fyldestgørende beskrivelse af alle forhold. Hensigten er dog, at rapporten skal informere om transportbranchens reelle miljøpåvirkninger, de faktiske forbedringer, der har fundet sted, og om de krav, der i stadig stigende omfang stilles til eksportvognmændene fra transportkøbere, myndigheder og fra offentligheden i almindelighed. Endvidere skal rapporten, over for omverdenen, synliggøre, at eksportvognmændene og deres leverandører tager miljøproblemerne alvorligt. Branchens indkøb af materiel viser for eksempel, at der investeres i det mest miljøvenlige, der kan findes, og konkret udmønter det sig i et mindre forbrug af dieselolie, og at støj og udstødning belaster mindre end tidligere.	
<b>Evaluering:</b> Siden rapporten blev skrevet, er der kommet meget ny viden på miljøområdet.	
<b>Gruppering:</b> (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)	2

## E.6 Danmark, RISØ

<b>Reference:</b> Fauser P. (1999). <b>Particulate Air Pollution with Emphasis on Traffic Generated Aerosols</b> . RISØ. Roskilde.	
<b>Resumé:</b> Under projektet er der blevet udviklet eksperimentelle metoder til at identificere partikler dannet ved slid af bildæk og asfaltbelægninger. En række målinger af luftens indhold af partikler er foretaget. Nedfald af partikler nær motorveje og ubelastede lokaliteter er målt. Ad- og absorberede partikler på plantevæv er blevet målt.	
<b>Evaluering:</b> Godt udgangspunkt til at vurdere betydningen af partikler hidrørende fra slid af bildæk og asfaltbelægninger.	
<b>Gruppering:</b> (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)	1

## E.7 Danmark, DTU, Institut for Miljøteknologi

<b>Reference:</b> Elvebakken K. (1991). <b>Analyse af luftbårne PAH'er i plantevæv</b> . DTU, Institut for Miljøteknologi. Lyngby.	
<b>Resumé:</b> Tjørneblade i varierende afstand til en motorvej er blevet analyseret for 9 forskellige PAH'er. Desuden er PAH-indholdet i bitumen fra den aktuelle motorvej blevet undersøgt. Projektresultaterne tyder på, at luftbårne bitumenpartikler kan spredes til vegetationen omkring stærkt trafikerede veje, som følge af slitage af belægninger.	

<b>Evaluering:</b> Målinger af PAH indholdet i tjørneblade som funktion af afstanden fra motorvejen kan indgå i beregninger af PAH belastningen fra motorvejens asfalt.
<b>Gruppering:</b> 2 (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)

## E.8 Danmark, Post Danmark

<b>Projekttitel:</b> <i>Opstilling af beregningsværktøj for emissioner fra vejtransport</i>
<b>Udførende organisation/virksomhed:</b> Post Danmark og COWI
<b>Kontaktperson:</b> Søren Boas, Post Danmark
<b>Formål:</b> Post Danmark har fokus på registrering og kortlægning af brændstofforbruget og emissioner fra den store vognpark. For jævnligt at kunne få et overblik over køretøjsparkens samlede emissionsforhold er udviklet en databaseret model med navnet POTEMIS. Hver enkelt af Post Danmarks køretøjer er registreret med miljøklasse og motorspecifikke data, samt kilometer, brændstofforbrug og anvendelse.
<b>Forventet resultat:</b> Beregnings værktøj der kan anvendes til at fastslås postbilernes emissioner.
<b>Publicering:</b> Baggrundsnotat og brugermanuale
<b>Evaluering:</b> Med modellen kan miljøbelastningen ved transport af relativt små enheder beskrives.
<b>Gruppering:</b> 2 (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)

<b>Reference:</b> Post Danmark. (1997). <i>Afgrænset LCA for postprodukter.</i>
<b>Resumé:</b> Post Danmark har udviklet en nøgletalsmodel til at forklare, hvorfor en given udvikling af brændstofforbruget finder sted. I princippet er der tale om en kæde af nøgletal, der giver en indre sammenhæng. Som forklaring på energiforbruget på transportområdet er blandt andet faktorer som brændstoffudnyttelse og bilernes udledninger. Nøgletallene anvendes blandt andet til en afgrænset LCA af postprodukter. Herved kan en miljøspecifikation, der viser udvalgte emissioner fra energiforbruget for et produkt, uddrages. Miljøspecifikationen fremgår af Post Danmarks årlige miljøredegørelse. Kontaktperson: Søren Boas, Post Danmark
<b>Evaluering:</b>
<b>Gruppering:</b> 2 (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)

<b>Reference:</b> Post Danmark og COWI. (1997). <i>Miljøanalyse af Post Danmarks logistikkæde.</i>
<b>Resumé:</b> Ved indsamling af betydelige data i Post Danmarks forskellige led i logistikkæden er kortlagt, hvor store miljøbelastninger de enkelte transportaktiviteter i logistikkæden medfører. Det er beregnet, hvorledes ressourceforbruget er fordelt ved levering i land til forskel fra by, samt fordelingen af energiforbruget mellem opsamling, centertransporter og distribution er beregnet. I forlængelse af projektet er udviklet en databaseret model (CENTEMIS) til miljøvurdering af Post Danmarks center til center transport og simulering af konsekvenser ved forskellige kombinationer af transportvalg. Fremlagt på Trafikdage på Aalborg Universitet, 1998. Kontaktperson:

Søren Boas, Post Danmark	
<b>Evaluering:</b>	
<b>Gruppering:</b> 1 = er relevant; 2 = er måske relevant)	2

## E.9 Sverige

<b>Reference:</b> Eriksson, E., Svensson, G., Lövgren, G., Blinge, M., Svingby, M., Ölund, G (1995). <i>Transporters miljöpåverkan i ett livscykelperspektiv</i> , Reforsk projekt no. FoU 126. Malmö.	
<b>Resumé:</b> Rapporten gennemgår miljøpåvirkning i forbindelse med vejtransport i alle livscyklusfaser, dvs. fremstilling af brændstof, produktion og bortskaffelse af køretøjer, samt drift af køretøjet, herunder service og dækskift. Infrastruktur er ikke medregnet. Emissionsfaktorer er etableret for personbil og 3 lastbiltyper ved forskellige vejtyper/-miljøer, lastgrader, køretøjsalder m.fl. Data er baseret på den svenske VETO model (i dag forældet), som er en pendant til den danske TEMA model. Desuden Volvo og Scania leveret emissionsoplysninger fra simulerede kørestudier. Der er vist eksempler af transportens betydning i forbindelse med papirfremstilling og indsamling/genbrug. Herunder er der foretaget studier af køremåde og brændstofforbrug for skraldebiler. Rapporten er udarbejdet af Chalmers Industriteknik (CIT) sammen med Chalmers Tekniska Högskola.	
<b>Evaluering:</b> Rapporten er et forholdsvis detaljeret og kvalificeret eksempel på, hvorledes LCA kan udføres på transportområdet og kan tjene som inspiration og eksempler på produktion og bortskaffelse af køretøjer. Datagrundlaget er i dag noget forældet.	
<b>Gruppering:</b> (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)	2

<b>Reference:</b> Institutet för transportforskning. (1998). <i>Transportköparens miljöhandbok - godstransporter</i> . rapport 1998:4, Stockholm.	
<b>Resumé:</b> Håndbogen er en inspirationskilde og opslagsbog ved indkøb af transportydelser, hvor miljøovervejelser indgår i købet. Håndbogen kan dog også anvendes af transportører. Bogen indeholder bl.a. afsnit om miljøledelse, LCA (26 sider) og transportens miljøpåvirkning.	
<b>Evaluering:</b> Håndbogen er endnu ikke hjemkommet, og metoden til LCA kan derfor ikke vurderes.	
<b>Gruppering:</b> (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)	1

<b>Reference:</b> SLB-analys. (1998). <i>Metallemission från trafiken i Stockholm - slitage av bromsbelägg</i> . Miljöförvaltningen i Stockholm. Stockholm.	
<b>Resumé:</b> Indholdet af Cd, Cr, Cu, Ni, Pb og Zn er bestemt i bremsebelægninger i personbiler, lastbiler og busser. Vejtrafikkens årlige emission i Stockholm af disse tungmetaller er bestemt.	
<b>Evaluering:</b> Gode analyseresultater. For lastbiler er der kun målt på Volvo og Scania.	
<b>Gruppering:</b>	1

(1 = er relevant; 2 = er måske relevant)

<b>Projektittel:</b> <i>Emissioner och energiförbrukning för olika transportkedjor</i>
<b>Udførende organisation/virksomhed:</b> NMT, Nätverket för transporter och miljö. Se evt. <a href="http://www.ntm.a.se">www.ntm.a.se</a>
<b>Kontaktperson:</b> Projektleder: Magnus Blinge
<b>Formål:</b> Projekter skal skabe datagrundlag for og anbefale metoder til at beregne emissionen og energiforbrug ved forskellige transportkæder.
<b>Forventet resultat:</b>
<b>Publicering:</b> (hvornår & hvordan)
<b>Evaluering:</b> Det har ikke været muligt at skaffe yderligere information på den afsatte tid.
<b>Gruppering:</b> 2 (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)

<b>Reference:</b> NMT, Nätverket för transporter och miljö (2000). <b>Miljødata.</b> <a href="http://www.ntm.a.se/emissioner">www.ntm.a.se/emissioner</a>
<b>Resumé:</b> Database for transportemissioner på internettet. Data for lastbil, tog, skib og fly. Der vises eksempler på forskellige transportmidler, deres brændstofforbrug, lastkapacitet og udnyttelsesgrad. Emissionskravene oplyses i forhold til lovkrav, men der opereres med lavere og mere realistiske driftsværdier.
<b>Evaluering:</b> Giver en let tilgængelig oversigt og viser brugbare eksempler, omend data ikke er så detaljerede parameteriseret som COPERT (se under EU, Miljøagentur)
<b>Gruppering:</b> 1 (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)

<b>Reference:</b> Johansson C, Hansson H C, Westerholm R, Petterson M, Johansson P-Å, Burman L. (1998). <i>Luftföroreningar i staden, PAH</i> . Projektrapport Monitor 1998. Downloaded fra <a href="http://www.miljopoorten.stockholm.se/MONITOR/">www.miljopoorten.stockholm.se/MONITOR/</a>
<b>Resumé:</b> Opgørelse af udslippet til luft af PAH i Stockholm.
<b>Evaluering:</b> Opgørelse af bidraget hidrørende fra slitage af dæk og asfalt.
<b>Gruppering:</b> 1 (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)

<b>Reference:</b> EPD (Environmentat Product Declaration (1999)). <b>Temperaturreglerad transport av mejerivaror.</b> <a href="http://www.miljostyrning.se/epd">www.miljostyrning.se/epd</a>
<b>Resumé:</b> Viser et eksempel på, hvordan en transportydelse kan miljødeklareres. Der er gjort rede for transportsstruktur, transportmidler (flåde) og vedligeholdelse. Ressourceforbrug og emissioner findes forholdsvis detaljeret beregnet pr. kg transporteret produkt.
<b>Evaluering:</b> Relevant som eksempel
<b>Gruppering:</b> 1

(1 = er relevant; 2 = er måske relevant)

## E.10 Norge

<b>Reference:</b>	GRIP. (1998). <i>GRIP innkjøptips for kjøretøy/veitransport</i> . Oslo
<b>Resumé:</b>	Håndboken inspirerer til alternativ tenkning når der skal kjøpes kjøretøyer eller transport. Der er oppstilt spørreskemaer med pointskalaer, så innkøberen kan vurdere et innkjøps miljøaspekter. Omhandler bl.a. kjøp av transporttydelser, lastbiler, og verkstedsydelse.
<b>Evaluering:</b>	Håndboken værdisetter forskjellige miljøpåvirkninger i forhold til hinanden.
<b>Gruppering:</b>	2
(1 = er relevant; 2 = er måske relevant)	

<b>Reference:</b>	GRIP. (1999). <i>GRIP innkjøp- hvordan gjennomføre miljøeffektive innkjøp</i> . Oslo.
<b>Resumé:</b>	I projektet er der lavet en innkjøpsguide til innkøbere så de kan medtage miljøforhold ved innkjøp, omhandler ikke transport specifikt.
<b>Evaluering:</b>	Kan inneholde brukbare overvejelser om vurdering av miljøpåvirkninger.
<b>Gruppering:</b>	2
(1 = er relevant; 2 = er måske relevant)	

## E.11 Schweiz

<b>Reference:</b>	Frischknecht, R. (editor) (1996). <i>Ökoinventare von Energisystemen</i> . Bundesamt für Energiwirtschaft, Bern. Udgivet af Eidgenössische Technische Hochschule (ETH), Zürich.
<b>Resumé:</b>	Publikationen rummer detaljerte emissions- og ressourcdata for eftersøgning, udvinding, raffinering, lagring og distribution af brændstoffer (benzin m/u bly, diesel, LPG og naturgas). Der er gjort rede for allokeringer mellem olie/naturgas ved udvinding og mellem de forskellige brændstoffer ved raffinering. Infrastruktur er oppgjort. Under distribution findes data for pipeline (energiforbrug og emissioner). Studiet rummer også transportdata, men der findes bedre referencer end her, så det indgår ikke i evalueringen.
<b>Evaluering:</b>	Nok det mest grundige litteratur- og kildestudie der er gjort på området. Nogle referencer er af ældre dato og andre kan betvivles, men ellers må kvaliteten betegnes som god og nok det bedste, der findes på rimelig operationel form (se dog under EU, Miljøagenturet).
<b>Gruppering:</b>	1
(1 = er relevant; 2 = er måske relevant)	

<b>Reference:</b>	Maibach, M., Peter, D., Seiler, B. (1995). <i>Ökoinventare Transporte</i> . SPP Umelt, Modul 5. Verlag INFRAS, Zürich.
<b>Resumé:</b>	Rapporten opplyser brændstof- og materialeforbrug samt emissionsdata for transportmidlers fremstilling, drift, vedligeholdelse, bortskaffelse og infrastruktur. Der findes opplysninger for lastbiler, tog, skib, fly og omladning. Lastbiler er oppdelt i 3 kategorier (16, 28, 40 t total) og de øvrige transportmidler er illustreret ved eksempler.



Der er angivet typiske udnyttelsesgrader og kapaciteter for alle transportmidlerne.	
<b>Evaluerings:</b>	For lastbilers drift findes bedre data (se under EU, Miljøagenturet). De øvrige data er anvendelige og især data for infrastruktur er grundige.
<b>Gruppering:</b>	1
(1 = er relevant; 2 = er måske relevant)	

## E.12 EU, Miljøagenturet

(Ingen relevante projekter i Cordis. )

<b>Reference:</b> European Environmental Agency (1997). <b>COPERT II Computer Program to calculate Emissions from Road Transport</b> . European Environmental Agency, København	
<b>Resumé:</b> Program til beregning af CO <sub>2</sub> , CO, SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , N <sub>2</sub> O, NH <sub>4</sub> , CH <sub>4</sub> , NMVOC, partikler og metalemissioner samt brændstofforbrug fra lastbiler, varebiler og personbiler. VOC'erne kan specificeres for forskellige motortyper. Beregningerne er baseret på målinger (overvejende test-cykler) af emissioner og brændselsforbrug og er opdelt i køretøjskategorier efter totalvægt (for lastbil 3,5-7,5t; 7,5-16t; 16t-32t og >32t) samt køremåder (by, landevej, motorvej). Emissionsfaktorerne kan korrigeres efter køretøjernes alder, dvs. hvilke EU emissionskrav de overholder til og med EU II. Variable i beregningerne er last af køretøjet, hastighed, vejstigning, temperatur, motorslitage af køretøjet, samt kold og varm drifttilstand. Fordampningstab af VOC kan lægges til. Metode og emissionsfaktorer er beskrevet i en separat rapport: Methodology and Emissions Factors, Technical Report no. 6 fra ovenstående reference.	
<b>Evaluerings:</b> Copert er blandt det mest kvalificerede på internationalt niveau, der findes til beregning af emissioner fra vejtrafik, herunder godstransport. Data bygger på målinger og en lang række internationale videnskabelige publikationer.	
<b>Gruppering:</b>	1
(1 = er relevant; 2 = er måske relevant)	

<b>Reference:</b> European Environmental Agency (1999). <b>EMEP/CORINAIR Atmospheric Inventory Guidebook (2<sup>nd</sup> ed.)</b> . European Environmental Agency, København	
<b>Resumé:</b> Publikationen rummer emissionsfaktorer for vej, tog, skib og fly. Emissionsoplysningerne for vejtransport bygger i alt væsentligt på COPERT, se ovenfor. For tog, skib og fly findes oplysninger om samme emissioner som for vejtransport. Emissionsfaktorerne for tog og indenrigs (waterway) skibstrafik er baseret på testcykler af forskellige motorstørrelser og udtrykkes i brændselsforbrug og motorydelse (g/kg fuel og g/kWh), hvilket betyder at man skal kende fx det specifikke brændselsforbrug for en transport. Emissionsfaktorerne for oversøiske skibe bygger hovedsageligt på en beregningsmodel fra Lloyd's Register og er udtrykt i brændselsforbrug. Der er vist eksempler på motorydelse, hastighed og brændselsforbrug for en række skibstyper. Emissionsfaktorerne for fly bygger på målinger på en række flytyper. Emissionsfaktorer og brændselsforbrug er opdelt i take off/landing og cruise og der er vist eksempler fra en række flytyper. Publikationen rummer desuden data for brændstoffremstilling og distribution, herunder pipeline.	
<b>Evaluerings:</b> Vejtransport er beskrevet ovenfor under COPERT. Tog, skib og fly data er af god standard, men ikke på højde med vejtrafik, og med visse anvendelsesmæssige begrænsninger som anført under resuméet. Data for brændstoffremstilling er opdaterede og af god kvalitet, men er sværere at arbejde med end Frischknecht, 1996 (se Schweiz).	

<b>Gruppering:</b> (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)	1
--	---

## E.13 EU, Eurostat

<b>Reference:</b> Flere referencer publiceret af EUROSTAT, Brussels	
<b>Resumé:</b> EU statistik findes i separate publikationer for godstransport på vej, jernbane, indenrigs skib (inland waterways), skibstrafik og fly. Statistikken er opgjort i transporteret mængde (ton), afstandsintervaller (km) og transportarbejde for ca. 25 forskellige godstyper fordelt på de enkelte lande, trafik over grænser, EU som helhed og trafik ind og ud af EU.	
<b>Evaluering:</b> Oplysningerne lider af samme usikkerhed vedr. indrapportering som nævnt under Danmarks Statistik. Nogle oplysninger er af ældre dato og på nær vej og tog er ikke alle lande i EU dækket. Til trods for dette er det nok de bedste (måske eneste) "top-down" data der findes.	
<b>Gruppering:</b> (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)	1

## E.14 USA

<b>Reference:</b> USEPA, Office of Mobile Sources. (1998). <i>Highway Vehicle Particulate Emission Modeling Software PART5</i> . Downloaded fra <a href="http://www.epa.gov/oms/part5.htm">www.epa.gov/oms/part5.htm</a>	
<b>Resumé:</b> Fortran program til beregning af bl.a. partikelemissionen fra dieseldrevne lastbiler.	
<b>Evaluering:</b> Programmet omfatter også partikler hidrørende fra slid af bremses og dæk samt ophvirvlet støv, som evt. kan indgå i senere beregninger.	
<b>Gruppering:</b> (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)	2

## E.15 Organisationer, Concawe

<b>Reference:</b> Flere referencer publiceret af CONCAWE (the oil companies european organization for environment, health and safety), Brussels	
<b>Resumé:</b> Concawe udgiver videnskabelige publikationer og situationsrapporter vedr. udledninger, miljø- og sundhedsrisici ved udvinding, raffinering og distribution af olieprodukter. Bl.a. findes en oversigt over krav til køretøjsmissioner, brændselskvalitet/sammensætning m.v. for lande i hele verden, samt rapporter om emissioner, spild og uheld ved pipeline distribution.	
<b>Evaluering:</b> Rapporterne er generelt meget specifikke indenfor ret snævre områder, men nogle oplysninger kan være relevante.	
<b>Gruppering:</b> (1 = er relevant; 2 = er måske relevant)	2

## LCA-screening af skinke

Træstruktur for LCA-screening af skinke.

TSD-C1: Skinke

1 stk Skinke (TSD-C1)

1 stk Materialefase, skinke (TSD-MF53)

6,4 stk Materialefase svin (TSD-MF1)

0,911 kg Byg  
(TSD-M8)

1,01 kg Hvede (TSD-M7)

0,0918 kg Majsmel (TSD-M-  
23)

0,0206 kg Rapskage (TSD-  
M22)

0,569 kg Sojakage (TSD-M10)

0,049 kg Hvedeklid (TSD-M9)

0,0306 kg Solsikkekage til foder (TSD-  
M18)

0,0484 kg Animalsk fedt (TSD-M-24)

0,0192 kg Melasse til foder (TSD-M46)

0,0349 kg Fiskemel (TSD-M-  
25)

0,0557 kg Kødbenmel (TSD-M-  
26)

0,00776 kg Skummetmælkspulver (TSD-  
M-27)

0,0196 kg Calciumcarbonat (udvinding) (M32473)

0,0144 kg Dicalciumfosfat (TSD-M50)

0,011 kg Natriumclorid (NaCl) udvinding  
(M32561)

0,00357 kg Aminosyrer (TSD-  
M21)

0,00653 kg Vitaminer (TSD-M-  
28)

1,32 kg Svinestald, DK (TSD-  
P49)

3,09 kg Fremstilling af svinefoder (TSD-  
P57)

6,4 stk Transportfase, ind  
(TSD-TI1)

1 stk Transport, kunstgødning (TSD-  
O59)

76,25 kgkm Lastbil 40-48t EU2 70%, kgkm, blandetDK (NF-  
O2688)

368 kgkm Godstog, diesel DK, kgkm, (NF-O2900)

1904 kgkm Bulk carrier 150000t, fuel, 75%, kgkm, (NF-O2810)

1 stk Transport af soja (TSD-O60)

8340 kgkm Bulk carrier 150000t, fuel, 75%, kgkm, (NF-O2810)

1330 kgkm Lastbil 40-48t EU2 70%, kgkm, motorvej (NF-  
O3688)

1 stk Transport af solsikke (TSD-O61)

640 kgkm Lastbil 40-48t EU2 70%, kgkm, motorvej (NF-O3688)

1 stk Transport af øvrige foderkomponenter

- (TSD-O62)
  - 125 kgkm Lastbil 40-48t EU2 70%, kgkm, motorvej (NF-O3688)
- 1 stk Transport af kødbenmel (TSD-O66)
  - 59,14 kgkm Lastbil 40-48t EU2 70%, kgkm, blandetDK (NF-O2688)
- 1 stk Produktionsfase, Skinke (TSD-PF1)
  - 6,4 kg Slagtning, DK (TSD-P51)
    - 0,28 Mj Dansk elproduktion 1998 (NF-L3015)
    - 0,011 kg Fuelolie ved fyring 1->100MW (E32766)
  - 6,4 kg Udskæring af kød, DK (TSD-P52)
    - 0,012 kg Fuelolie ved fyring 1->100MW (E32766)
    - 0,00074 kg Naturgas ved fyring <1->50MW (E32760)
    - 1,044 Mj Dansk elproduktion 1998 (NF-L3015)
  - 0,95 kg Forarbejdning af skinke, DK (TSD-P53)
    - 2,06 Mj Dansk elproduktion 1998 (NF-L3015)
    - 0,0177 kg Flaskegas ved forbrænding (E32754)
    - 0,0289 kg Fuelolie ved fyring 1->100MW (E32766)
    - 0,0209 kg Natriumchlorid (NaCl) udvinding (M32561)
  - 1 stk Detailhandel, skinke, DK (TSD-P54)
    - 0,0539 Mj Dansk elproduktion 1998 (NF-L3015)
- 1 stk Intern transport (transportfase til produktion), Skinke (TSD-TP1)
  - 1 stk Transport af skinke til forarbejdning (TSD-O64)
    - 298 kgkm Lastbil 40-48t EU2 70%, kgkm, motorvej (NF-O3688)
  - 1 stk Transport af skinke til butik (TSD-O65)
    - 380 kgkm Lastbil 40-48t EU2 70%, kgkm, motorvej (NF-O3688)
  - 6,4 stk Transport af gris til slagtning (TSD-O63)
    - 160 kgkm Lastbil 40-48t EU2 70%, kgkm, motorvej (NF-O3688)
- 1 stk Transportfase, ud, Skinke (TSD-TU1)
- 1 stk Brugsfase, Skinke (TSD-BF1)
  - 1 stk Køling, skinke, DK (TSD-P55)
  - 1 stk Ovnstegning af skinke, DK (TSD-P56)
- 1 stk Transportfase, brug, skinke (TSD-TB1)
- 1 stk Transportfase, efter brug (TSD-TEB1)
- 1 stk Bortskaffelsesfase, Skinke (TSD-BOF1)

## LCA-screening af TV

- 1 stk TV, transportanalyse (NF-PS-TV1)
  - 1 stk Materialefase TV (NF-MF-TV1)
    - 1 kg Al (primær) 1, TERMINERET (M32765T98)
    - 25 kg Glas (primær, 100%), TERMINERET (M32365T98)
    - 1 kg Plast, ABS (NF-M2437)
    - 10 kg Plast, PS (slagfast) (M32443)
    - 3 kg Pap fluting/lin(prim84%) ubleg TERMINERET (M32373T98)
    - 3 kg Stålpåse (89% primær), TERMINERET (M32205T98)
    - 1 kg Cu (P), TERMINERET (M32518T98)
    - 1 stk Transportfase, ind, TV, aluminiumråvarer (NF-TI-TV1.3.1)
      - 1E4 kgkm Bulkcarrier, 2-t, 175000 DWT, TERMINERET (O32711T98)
    - 1 stk Transportfase, ind, TV, plastråvarer (NF-TI-TV1.2.1)
      - 5,5E4 kgkm Bulkcarrier, 2-t, 175000 DWT, TERMINERET (O32711T98)
  - 1 stk Transportfase, ind, TV (NF-TI-TV1)
    - 1 stk Transportfase, ind, TV, glas (NF-TI-TV1.1)
      - 2,96E4 kgkm Lastbil 40-48t EU2 70%, kgkm, blandetDK (NF-O2688)
      - 1 stk Transportfase, ind, TV, glasråvarer (NF-TI-TV1.1.1)
        - 6250 kgkm Godstog, elektrisk DK, kgkm, (NF-O2901)
    - 1 stk Transportfase, ind, TV, plast (NF-TI-TV1.2)
      - 1,43E4 kgkm Lastbil 40-48t EU2 70%, kgkm, blandetDK (NF-O2688)
      - 1 stk Transportfase, ind, TV, plastråvarer (NF-TI-TV1.2.1)
        - 5,5E4 kgkm Bulk carrier 150000t, fuel, 75 %, kgkm, (NF-O2810)
    - 1 stk Transportfase, ind, TV, aluminium (NF-TI-TV1.3)
      - 700 kgkm Lastbil 40-48t EU2 70%, kgkm, blandetDK (NF-O2688)
      - 1 stk Transportfase, ind, TV, aluminiumråvarer (NF-TI-TV1.3.1)
        - 1E4 kgkm Bulk carrier 150000t, fuel, 75 %, kgkm, (NF-O2810)
    - 1 stk Transportfase, ind, TV, stål (NF-TI-TV1.4)
      - 3000 kgkm Lastbil 40-48t EU2 70%, kgkm, blandetDK (NF-O2688)
      - 1 stk Transportfase, ind, TV, stålråvarer (NF-TI-TV1.4.1)
        - 8E4 kgkm Bulk carrier 150000t, fuel, 75 %, kgkm, (NF-O2810)
    - 1 stk Transportfase, ind, TV, pap (NF-TI-TV1.5)
      - 150 kgkm Lastbil 40-48t EU2 70%, kgkm, blandetDK (NF-O2688)
      - 1 stk Transportfase, ind, TV, papråvarer (NF-TI-TV1.5.1)
        - 1500 kgkm Lastbil 40-48t EU2 70%, kgkm, blandetDK (NF-O2688)
    - 600 kgkm Lastbil 25t EU2 48%, kgkm, blandet lokal (NF-O2677)
  - 1 stk Transportfase, ind, TV, komponenter (NF-TI-TV1.6)
    - 2E4 kgkm Bulk carrier 150000t, fuel, 75 %, kgkm, (NF-O2810)
  - 1 stk Transportfase, ind, TV, kobber (NF-TI-TV1.7)
    - 1000 kgkm Lastbil 40-48t EU2 70%, kgkm, blandetDK (NF-O2688)
    - 1 stk Transportfase, ind, TV, kobberråvarer (NF-TI-TV1.7.1)
      - 2,72E4 kgkm Bulk carrier 150000t, fuel, 75 %, kgkm, (NF-O2810)
  - 1 stk Transportfase ind, TV, brændsel f. prod. (NF-TI-TV1.8)
    - 18 kg Distribution gasolie i EU TERMINERET (NF-O2511T99)
    - 7200 kgkm Pipeline, onshore (NF-O2501)
    - 1,4E4 kgkm Bulk carrier, 2000t diesel, 75 %, kgkm, (NF-O2805)
- 1 stk Produktionsfase, TV (NF-PF-TV1)
  - 1750 Mj Naturgas forbrændt i fyr >100 kW (NF-E3760)
  - 100 kWh EU base load, 6% ledn.tab, TERMINERET (NF-L1001T98)
  - 375 Mj Fuelolie forbrændt i fyr 1 MW (NF-E3766)
  - 375 Mj Gasolie forbrændt i fyr <100 kW (NF-E3763)
- 1 stk Transportfase, ud, TV (NF-TU-TV1)
  - 1,76E4 kgkm Lastbil 40-48t EU2 25%, kgkm, blandetDK (NF-O2688)
  - 1,98E4 kgkm Lastbil 25t EU2 25%, kgkm, blandet lokal (NF-O2677)
  - 1100 kgkm Varebil d 3,5t EU2 5%, kgkm bl. lokal (NF-O2657)
- 1 stk Brugsfase, TV (NF-BF-TV1)
  - 7100 Mj Dansk Elproduktion 1998 TERMINERET (NF-L3015T00)
- 1 stk Transportfase, brug, TV (NF-TB-TV1)
  - 2,5E6 kgkm Bulk carrier 150000t, fuel, 75 %, kgkm, (NF-O2810)
- 1 stk Transportfase, efter brug, TV (NF-TEB-TV1)
  - 6600 kgkm Lastbil 25t EU2 25%, kgkm, blandet lokal (NF-O2677)
- 1 stk Bortskaffelsesfase, TV (NF-BOF-TV1)
  - 0,85 stk Genvinding, TV (NF-BOF-TV1.1)
    - 0,5 kg Omsmelting af kobber (NF-B2600)
    - 0,75 kg Al (genbrug, 100%), TERMINERET (M32198T98)
    - 2,7 kg Stålpåse (genbrug 90,5%) TERMINERET (M32382T98)
    - 2,7 kg Pap fluting/liner(genbrug100%)TERMINERET (M32371T98)
    - 5 kg Omsmelting, Plast (PE) (NF-B2440)
    - 22,5 kg Glas (Genbrug, 100%), TERMINERET (M32362T98)
    - 1 kg Affaldsforbrænding, ABS, TERMINERET (B32636T98)
    - 5 kg Affaldsforbrænding, PS, TERMINERET (B32644T98)
    - 174,5 MJ Varme-eksport, uspecificeret (E32749)
  - 0,15 stk Deponi, TV (NF-BOF-TV1.2)
- 0,85 stk Undgået produktion, TV (NF-UP-TV1)
  - 174,5 Mj Dansk Fjernvarmeprod. 1998 TERMINERET (NF-E3015T00)



## LCA-screening af bygning

- 1 stk Bygning, transportanalyse (NF-PS-BYG1)
  - 1 stk Materialefase, parcelhus 140 m2 (NF-MF-BYG1)
    - 1E4 kg Træ, blødt TS (råmateriale) (M32378)
    - 6,7E4 kg Beton, fabrik, u. armering TERMINERET (NF-M2167T00)
    - 1,2E4 kg Beton, letbeton TERMINERET (NF-M2166T00)
    - 350 kg Stålblade (89% primær), TERMINERET (M32205T98)
    - 2,6E4 kg Tegl (NF-M2191)
    - 5000 kg Mineraluld (stenuld) (NF-M2300)
    - 10 stk Vindue (TI-CJK-D11T00)
  - 1 stk Transportfase ind, parcelhus 140 m2 (NF-TI-BYG1)
    - 1 stk Transport ind, parcelhus, træ (NF-TI-BYG1.1)
      - 3E6 kgkm Lastbil 40-48t EU2 70%, kgkm, blandetDK (NF-O2688)
      - 2E5 kgkm Lastbil 25t EU2 48%, kgkm, blandet lokal (NF-O2677)
    - 1 stk Transport ind, parcelhus, beton (NF-TI-BYG1.2)
      - 1,34E7 kgkm Lastbil 40-48t EU2 70%, kgkm, blandetDK (NF-O2688)
      - 1,34E6 kgkm Lastbil 25t EU2 48%, kgkm, blandet lokal (NF-O2677)
      - 2,68E6 kgkm Bulk carrier, 2000t diesel, 75 %, kgkm, (NF-O2805)
    - 1 stk Transport ind, parcelhus, letbeton (NF-TI-BYG1.3)
      - 4,8E6 kgkm Lastbil 40-48t EU2 70%, kgkm, blandetDK (NF-O2688)
      - 2,4E5 kgkm Lastbil 25t EU2 48%, kgkm, blandet lokal (NF-O2677)
      - 4,8E5 kgkm Bulk carrier, 2000t diesel, 75 %, kgkm, (NF-O2805)
    - 1 stk Transport ind, parcelhus, tegl (NF-TI-BYG1.4)
      - 3,9E6 kgkm Lastbil 40-48t EU2 70%, kgkm, blandetDK (NF-O2688)
      - 5,2E5 kgkm Lastbil 25t EU2 48%, kgkm, blandet lokal (NF-O2677)
    - 1 stk Transport ind, parcelhus, isolering (NF-TI-BYG1.5)
      - 1E6 kgkm Lastbil 40-48t EU2 70%, kgkm, blandetDK (NF-O2688)
      - 5E5 kgkm Lastbil 25t EU2 48%, kgkm, blandet lokal (NF-O2677)
      - 2E5 kgkm Bulk carrier, 2000t diesel, 75 %, kgkm, (NF-O2805)
    - 10 stk Transport ind, parcelhus, vindue (NF-TI-BYG1.6)
      - 4,5E4 kgkm Lastbil 40-48t EU2 70%, kgkm, blandetDK (NF-O2688)
  - 1 stk Brugsfase, parcelhus 140 m2 (NF-BF-BYG1)
    - 3,1E5 Mj Dansk Elproduktion 1998 TERMINERET (NF-L3015T00)
    - 1,185E6 Mj Gasolie forbrændt i fyr <100 kW (NF-E3763)
    - 8,8E5 Mj Naturgas forbrændt i fyr <100 kW (NF-E3761)
    - 1,885E6 Mj Dansk Fjernvarmeprod. 1998 TERMINERET (NF-E3015T00)
    - 4,4E5 Mj Uspec. vedvarende energi\* (NF-E1010)
    - 10 stk Vindue (TI-CJK-D11T00)
    - 2,78E4 kg Distribution gasolie i EU TERMINERET (NF-O2511T99)
  - 1 stk Transportfase, brug, parcelhus 140 m2 (NF-TB-BYG1)
    - 1,7E8 kgkm Bulk carrier 150000t, fuel, 75 %, kgkm, (NF-O2810)
    - 10 stk Transport ind, parcelhus, vindue (NF-TI-BYG1.6)
    - 2,78E4 kg Distribution gasolie i EU TERMINERET (NF-O2511T99)
    - 3,6E6 kgkm Pipeline, onshore (NF-O2501)
  - 1 stk Transport efter brug, parcelhus 140 m2 (NF-TEB-BYG1)
    - 2,4E7 kgkm Lastbil 40-48t EU2 70%, kgkm, blandetDK (NF-O2688)
  - 1 stk Bortskaffelsesfase, parcelhus 140 m2 (NF-BOF-BYG1)
    - 1E4 kg Affaldsforbrænding, Pap (B32638)
    - 1,113E5 MJ Varme-eksport, uspecificeret (E32749)
    - 9,55E4 kg Knusning af beton etc. (NF-B2167)
    - 300 kg Stålblade (genbrug 90,5%) TERMINERET (M32382T98)
  - 1 stk Undgået produktion, parcelhus 140 m2 (NF-UP-BYG1)
    - 300 kg Stålblade (89% primær), TERMINERET (M32205T98)
    - 2500 kg Granit (udvinding) (NF-M1400)
    - 2,6E4 kg Ler (udvinding) (NF-M1410)
    - 6,7E4 kg Sand og sten, sømaterialer (NF-M2186)
    - 1,113E5 Mj Dansk Fjernvarmeprod. 1998 TERMINERET (NF-E3015T00)