

# Stedafhængig variation i miljøvurderingen i LCA - UMIP2003 metoden





# Stedafhængig variation i miljøvurderingen i LCA - UMIP2003 metoden

Michael Hauschild og José Potting  
Institut for Produktudvikling  
Danmarks Tekniske Universitet



# Indhold

<b>Forord til serien</b>	<b>9</b>
<b>Forord</b>	<b>11</b>
<b>Forfatternes forord</b>	<b>13</b>
<b>Resumé</b>	<b>15</b>
<b>1 Introduktion</b>	<b>17</b>
1.1 Vejledning i brug af UMIP97 og UMIP2003.	18
1.2 Vurdering af miljøpåvirkninger i livscyklus	21
1.3 Stedlig differentiering ved karakterisering og normalisering	22
1.4 UMIP97 og UMIP2003 - lighedspunkter, forskelle og fortolkning	25
1.5 Hvordan udføres stedafhængig karakterisering?	31
1.6 Eksempel på brugen af UMIP2003	32
<b>2 Drivhuseffekt</b>	<b>35</b>
2.1 Introduktion	35
2.2 Klassificering	36
2.3 UMIP2003 og opdaterede UMIP97 karakteriseringsfaktorer	36
2.4 Normalisering	39
<b>3 Stratosfærisk ozonnedbrydning</b>	<b>41</b>
3.1 Introduktion	41
3.2 Klassificering	41
3.3 UMIP2003 og opdaterede UMIP97 karakteriseringsfaktorer	42
3.4 Normalisering	43
<b>4 Forsuring</b>	<b>45</b>
4.1 Introduktion	45
4.2 Klassificering	45
4.3 UMIP97 karakteriseringsfaktorer	46
4.4 UMIP 2003 karakteriseringsfaktorer	47
4.5 Ikke-stedafhængig karakterisering	49
4.6 Stedafhængig karakterisering	50
4.7 Normalisering	52
4.8 Fortolkning	52
4.9 Eksempel	53

<b>5</b>	<b>Terrestrisk eutrofiering</b>	<b>59</b>
5.1	Introduktion	59
5.2	Klassificering	59
5.3	UMIP97 karakteriseringsfaktorer	59
5.4	UMIP2003 karakteriseringsfaktorer	60
5.5	Ikke-stedafhængig karakterisering	61
5.6	Stedafhængig karakterisering	62
5.7	Normalisering	64
5.8	Fortolkning	64
5.9	Eksempel	65
<b>6</b>	<b>Akvatisk eutrofiering</b>	<b>71</b>
6.1	Introduktion	71
6.2	Klassificering	71
6.3	UMIP97 karakteriseringsfaktorer	71
6.4	UMIP2003 karakteriseringsfaktorer	73
6.5	Korrekte opgørelsesdata	76
6.6	Ikke-stedafhængig karakterisering	76
6.7	Stedafhængig karakterisering	78
6.8	Normalisering	79
6.9	Fortolkning	80
6.10	Eksempel	80
<b>7</b>	<b>Fotokemisk ozondannelse</b>	<b>91</b>
7.1	Introduktion	91
7.2	Klassificering	91
7.3	UMIP97 karakteriseringsfaktorer	92
7.4	UMIP2003 karakteriseringsfaktorer	93
7.5	Ikke -stedafhængig karakterisering	96
7.6	Stedafhængig karakterisering	98
7.7	Normalisering	100
7.8	Fortolkning	101
7.9	Eksempel	102
<b>8</b>	<b>Human toksicitet</b>	<b>113</b>
8.1	Introduktion	113
8.2	Klassificering	113
8.3	UMIP97 karakteriseringsfaktorer	113
8.4	UMIP2003 faktorer for human toksicitet	114
8.5	Ikke-stedafhængig karakterisering, alle eksponeringsveje	118
8.6	Stedafhængig karakterisering	120
8.7	Normalisering	122
8.8	Fortolkning af resultaterne	122
8.9	Eksempel	123

<b>9 Økotoxicitet</b>	<b>163</b>
9.1 Introduktion	163
9.2 Klassificering	163
9.3 UMIP97 karakteriseringsfaktorer	163
9.4 UMIP2003 faktorer for økotoxicitet	165
9.5 Ikke-stedafhængig karakterisering	166
9.6 Stedafhængig karakterisering	166
9.7 Fortolkning	168
9.8 Eksempel	171
<b>10 Eksempel på anvendelse af stedafhængig påvirkningsvurdering</b>	<b>191</b>
10.1 Normalisering	193
10.2 Fortolkning	193
<b>11 Referencer</b>	<b>195</b>





# Forord til serien

Livscyklustankegang og livscyklusvurdering er centrale elementer i en produktorienteret miljøindsats. Der er behov for grundige og fagligt velfunderede metoder til livscyklusvurderinger. Ligesom der er behov for enkle, lettilgængelige metoder, der afspejler en livscyklustankegang.

Hvilken specifik metode, der skal vælges er bl.a. afhængig af formål, målgruppe, ønske om evt. offentliggørelse m.m. Men fælles for alle livscyklusvurderinger er, at de gerne skulle give et robust resultat. Et resultat, som er et godt grundlag for de beslutninger, der efterfølgende skal træffes.

Der er gennem de sidste 10 år givet tilskud til en række projekter om livscyklusvurderinger og livscyklustankegang.

Hovedresultaterne af projekter om livscyklusvurderinger vil i en periode fra 2000 og et par år frem blive udgivet som en ”miniserie” under Miljøstyrelsens serie Miljønyt.

Efterhånden som projekterne bliver færdige vil de supplere resultaterne af UMIP-projektet fra 1996. Disse værktøjer, erfaringer samt råd, hjælp og vejledning vil tilsammen danne et godt grundlag for de fleste anvendelser af livscyklusvurderinger.

Livscyklusvurderinger er et så vidtfavnende område, at der næppe kan skrives én bog, der dækker alle situationer og anvendelser af livscyklusvurderinger. Miljøstyrelsen håber, at denne ”miniserie” vil kunne give overblik over og formidle den støtte, der findes, til virksomheder, organisationer, myndigheder og andre, der gerne vil arbejde livscyklusorienteret.

**Miljøstyrelsen, oktober 2000**



# Forord

Denne vejledning er skrevet som led i det danske LCA metode og konsensus projekt, som er gennemført i perioden 1997 til 2003. Vejledningen er en del af en række vejledninger, som drejer sig om centrale emner i LCA. Disse vejledninger er planlagt udgivet af Miljøstyrelsen i løbet af efteråret 2004 og foråret 2005.

Det primære formål med vejledningerne har været at give råd og anbefalinger om centrale emner i LCA på et mere detaljeret niveau, end der tilbydes i den generelle litteratur såsom ISO-standarderne, UMIP-rapporterne, det Nordiske LCA-projekt og SETAC publikationer. Vejledningerne skal betragtes som et supplement til snarere end en erstatning for denne generelle litteratur. Det skal dog understreges, at vejledningerne er udviklet gennem en konsensus proces, med deltagelse af alle væsentlige forskningsinstitutioner og konsulentfirmaer, som er aktivt beskæftiget med LCA i Danmark. De råd og anbefalinger, som gives i vejledningerne, kan derfor betragtes som udtryk for, hvad der er generelt accepteret som bedst praksis på LCA-området i Danmark i dag.

Vejledningerne er støttet af en række tekniske rapporter, som indeholder de videnskabelige diskussioner og dokumentationen bag de råd og anbefalinger som er givet i vejledningerne. Disse rapporter er ligeledes planlagt udgivet af Miljøstyrelsen. De planlagte vejledninger og rapporter udviklet som led i projektet er præsenteret i oversigtsfiguren på næste side.

Udviklingen af vejledningerne og de tekniske rapporter er blevet initieret og overvåget af Miljøstyrelsens Følgegruppe for LCA metodeudvikling i perioden 1997-2001.

Følgende forskningsinstitutioner og konsulent firmaer har været aktive i udviklings- og konsensusarbejdet:

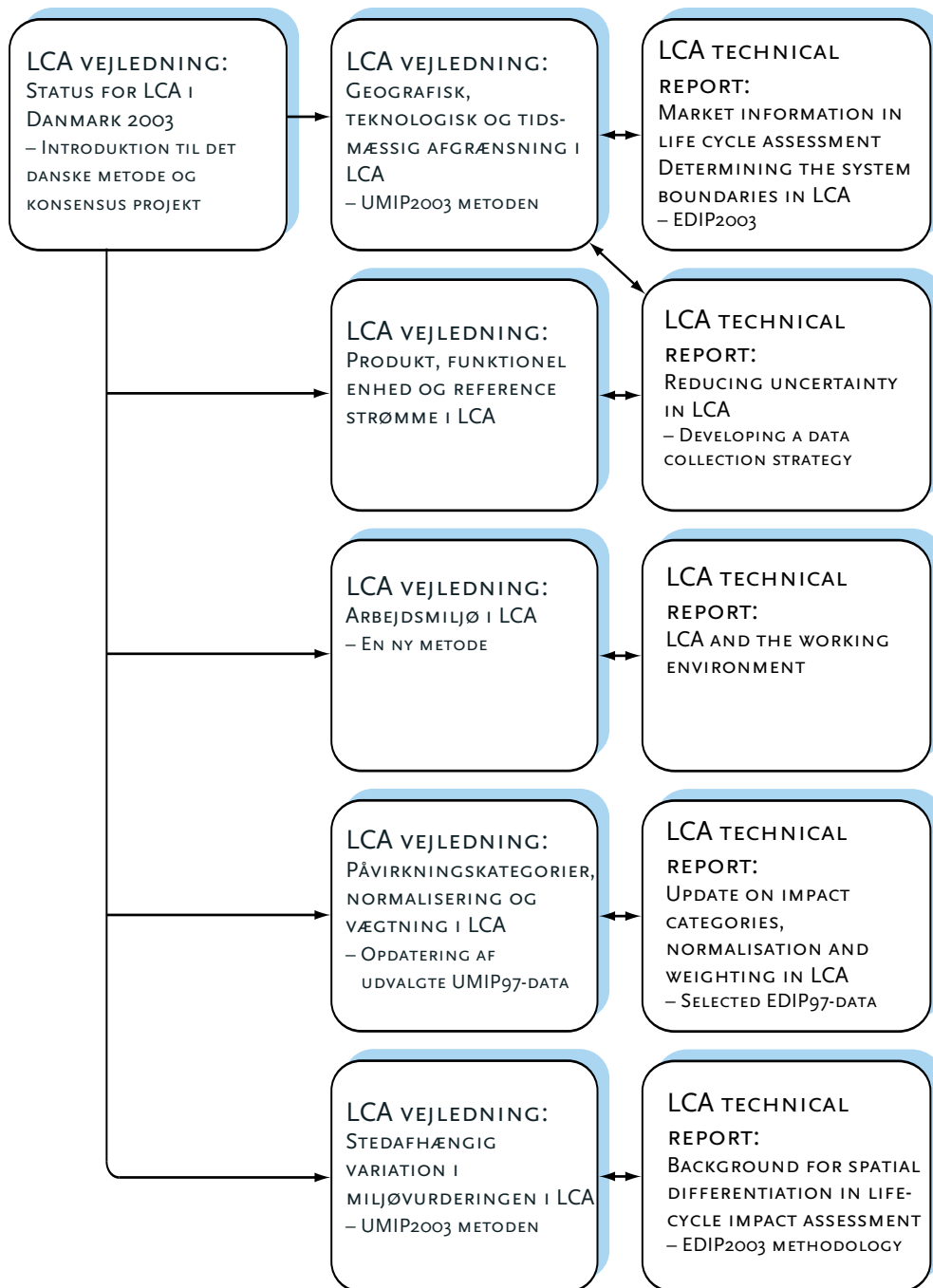
COWI AS (Projekt Leder)  
Institut for Produkt Udvikling, Danmarks Tekniske Universitet  
FORCE Technology  
Teknologisk Institut  
Carl Bro AS  
Statens Byggeforsknings Institut  
DHI Vand og Miljø  
Dansk Toksikologi Center  
Rambøll AS  
ECONET  
Danmarks Miljø Undersøgelser

VEJLEDNINGER OG  
TEKNISKE RAPPORTER  
UDVIKLET SOM LED I DET  
DANSKE LCA  
METODE OG  
KONSENSUS PROJEKT

### BESLUTNINGSTAGERE

### PRAKTIKERE

### FORSKERE



# Forfatternes forord

Arbejdet bag denne vejledning er dokumenteret i rapporten “Technical background for spatial differentiation in life cycle impact assessment” af José Potting and Michael Hauschild (eds., 2005). Ud over de påvirkningskategorier der omfattes af vejledningen, dokumenterer den tekniske rapport også udviklingen af en metode til vurdering af støj i LCA. Det var ikke muligt inden for projektet at føre dette arbejde igennem til det niveau der kræves i vejledningen, men et godt fundament er skabt for det videre arbejde med denne påvirkningskategori.

Vejledningen er skrevet af Michael Hauschild og José Potting, men arbejdet bag anbefalingerne er udført af følgende forskere:

## *Kapitel 4 Forsuring*

**José Potting** (Institute of Product Development (IPU), Technical University of Denmark, the Center for Energy and Environmental Studies IVEM, University of Groningen, the Netherlands)

**Wolfgang Schöpp** (IIASA, International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg, Austria)

**Kornelis Blok** (University of Utrecht, Department of Science, Technology and Society, the Netherlands)

**Michael Hauschild** (Institut for Produktudvikling (IPU), Danmarks Tekniske Universitet)

## *Kapitel 5 Terrestrisk eutrofiering*

**José Potting**

**Wolfgang Schöpp**

**Michael Hauschild**

## *Kapitel 6 Akvatisk eutrofiering*

**José Potting**

**Arthur Beusen** (RIVM, National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, the Netherlands)

**Henriette Øllgaard** (Teknologisk Institut)

**Ole Christian Hansen** (Teknologisk Institut)

**Bronno de Haan** (RIVM, National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, the Netherlands )

**Michael Hauschild**

## *Kapitel 7 Fotokemisk ozondannelse*

**Michael Hauschild**

**Annemarie Bastrup-Birk** (Danmarks Miljøundersøgelser)

**Ole Hertel** (Danmarks Miljøundersøgelser)

**Wolfgang Schöpp**

**José Potting**

*Kapitel 8 Human toksicitet*

**José Potting**

**Alfred Trukenmüller** (Stuttgart University, Institute of Energy Economics and the Rational Use of Energy, Germany)

**Frans Møller Christensen** (Dansk Toksikologi Center)

**Hans van Jaarsveld** (RIVM, National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, the Netherlands)

**Stig I. Olsen** (Institut for Produktudvikling (IPU), Danmarks Tekniske Universitet)

**Michael Hauschild**

*Kapitel 9 Økotoksicitet*

**Jens Tørsløv** (DHI Vand og Miljø)

**Michael Hauschild**

**Dorte Rasmussen** (DHI Vand og Miljø)

# Resumé

Vejledningen præsenterer anbefalingerne om karakterisering fra det danske LCA metodeudviklings- og konsensusprojekt 1997-2003. Nye karakteriseringsfaktorer og tilhørende normaliseringsreferencer er udviklet for de følgende ikke-globale påvirkningskategorier:

- forsurening
- terrestrisk eutrofiering
- akvatisk eutrofiering
- fotokemisk ozon eksponering af vegetation
- fotokemisk ozon eksponering af mennesker
- human toksicitet via luft
- økotoksicitet

For de globale påvirkningskategorier drivhuseffekt og stratosfærisk ozonnedbrydning opdateres karakteriseringsfaktorerne med de seneste anbefalinger fra IPCC og WMO/UNEP.

Det nye metodegrundlag betegnes **UMIP2003 metoden for miljøpåvirkningsvurdering i livscyklus**.

Sammenlignet med UMIP97 metodegrundlaget, tager de modeller der udgør grundlaget for UMIP2003 karakteriseringsfaktorerne en større del af årsagskæden i betragtning, fra emission til miljøskade for alle de ikke-globale miljøpåvirkningskategorier. UMIP2003 faktorerne inkluderer således modellering af stoffernes spredning i miljøet og den resulterende stigning i eksponeringen af de følsomme dele af miljøet. For nogle af påvirkningskategorierne omfatter modelleringen også baggrundseksponeringen og følsomheden af mål-systemerne, så det bliver muligt at vurdere den eventuelle overskridelse af tærskelværdier for effekt. Derfor er den miljømæssige relevans af de beregnede påvirkninger højere – de må forventes at være i bedre overensstemmelse med de faktiske effekter, som stofferne kan observeres at have i miljøet, og det er lettere at fortolke deres betydning for skader i miljøet.

UMIP2003 faktorerne findes i en ikke-stedafhængig og en stedafhængig form. Den ikke-stedafhængige form ser bort fra den stedlige variation i stoffernes spredning og fordeling i miljøet og i den resulterende eksponering af mål-systemer, på samme måde som UMIP97 faktorerne gør. Resultaterne udtrykkes imidlertid i samme enheder som de stedafhængige UMIP2003 resultater og de kan således aggregeres med disse hen over livscyklus.

I den stedafhængige form af UMIP2003 varierer karakteriseringsfaktorerne for det enkelte stof fra land til land som følge af forskellene på de stedlige forhold, der påvirker eksponeringen. For de fleste påvirkningskategorier er den potentielle stedligt bestemte variation meget stor.

Relevansen af stedlig differentiering afhænger af LCA studiets målsætning. For mange anvendelser af LCA skal miljøpåvirkningsvurderingen give den bedst mulige vurdering af miljøpåvirkningerne fra produktsystemets emissioner. Her er det naturligt at søge at reducere den fejlkilde der ligger i at variationen i stedlige forhold ikke er taget i betragtning. Der er imidlertid også anvendelser af LCA, hvor det ikke er relevant at lave en stedligt differentieret miljøpåvirkningsvurdering. Dette kan være tilfældet for udarbejdelse af miljøvaredeklarationer og miljømærkekriterier.

Vejledningen anbefaler, at UMIP2003 karakteriseringsmetoden anvendes som et alternativ til UMIP97 når der skal laves ikke-stedafhængig karakterisering (dvs. uden skelen til stedlige forhold). For de ikke-globale påvirkningskategorier er den miljømæssige relevans af UMIP2003 påvirkningspotentialerne således højere, og det er muligt at kvantificere, og om ønsket reducere, den stedlige variation, der ligger skjult i brugen af de ikke-stedafhængige faktorer.

Yderligere anbefaler vejledningen, at UMIP2003 faktorerne kan anvendes til at identificere de væsentligste kilder til stedlig variation for de ikke-globale påvirkningskategorier og til at reducere denne variation til det ønskede niveau i overensstemmelse med det definerede mål for studiet.

UMIP97 kan naturligvis fortsat anvendes hvis resultaterne af en ny LCA skal kunne sammenlignes med tidligere resultater, hvor UMIP97 metoden og dens faktorer er anvendt.



# 1. Introduktion

Allerede under gennemførelsen af UMIP programmet (1991-96) blev det klart at udeladelsen af information om lokale stedlige forhold fra karakteriseringen i livscyklusvurderinger i visse tilfælde førte til åbenlyst forkerte resultater. Derfor blev UMIP97 metoden og det tilhørende PC værktøj (beta version 1998) forberedt til at tage hensyn til stedlig differentiering i karakteriseringen, men konceptet blev ikke gjort operationelt på daværende tidspunkt. Eventuel viden om lokale eller regionale stedlige forhold blev hovedsagelig anvendt i vurderingen af resultaterne som grundlag for identificering af klart misvisende resultater som kunne påvirke beslutningen som skulle baseres på LCA'en.

Som led i det danske LCA Metode og Konsensus Projekt, er der foretaget en undersøgelse af de usikkerheder, der kan fremkomme ved *ikke* at inkludere stedlig differentiering i karakteriseringen. Efterfølgende er der udviklet en metode, som tillader *inkludering af stedafhængig* viden om emissionskilder og det eksponerede miljø i vurderingen af miljøpåvirkninger i livscyklus.

Formålet med nærværende vejledning er at give en operationel præsentation af anbefalingerne fra dette projekt. Den nye metode, der præsenteres her, kaldes UMIP2003. Den præsenteres som et alternativ til UMIP97 metodikken, som blev præsenteret i Wenzel et al., 1996 og Hauschild, 1996 og senere opdateret i Wenzel et al., 1997 og Hauschild og Wenzel, 1998a. Den væsentligste nyskabelse i UMIP2003, sammenlignet med UMIP97 metodikken, ligger i det konsekvente forsøg på at indbefatte eksponering i karakteriseringsmodellen for de væsentligste ikke-globale påvirkningskategorier. Dette er opnået ved at inkludere en større del af årsagskæden og gennem introduktion af stedlig differentiering med hensyn til emissionen og det modtagende miljø. UMIP2003 kan benyttes såvel med som uden stedlig differentiering. I begge tilfælde giver medtagelsen af en større del af årsagskæden bagved påvirkningskategorien de udregnede UMIP2003 påvirkningsspotentialer en større miljømæssig relevans og gør dem lettere at oversætte til skadevirkninger på de miljømæssige værdier som LCA'en udføres for at beskytte.

Det er projektgruppens håb, at UMIP2003 metodikken opnår en naturlig position som et alternativ til UMIP97 metoden for livscyklusvurdering, og i takt med at brugerne bliver fortrolige med de fordele som den tilbyder, udskifter UMIP97 metodikken med den. Foruden at forøge den miljømæssige relevans af resultaterne, er det vores vurdering at den nye metode i betragtelig grad forbedrer forståelsen af den stedbestemte variation, som ligger bag vurderingen af miljøpåvirkninger i LCA, uden at det kræver væsentlig mere tid eller mange flere ressourcer.

## **Vejledning til læseren**

I dette kapitel introduceres UMIP2003 metodikken for vurdering af miljøpåvirkninger i livscyklus og de væsentligste forskelle i forhold til

UMIP97 metodikken bliver identificeret og diskuteret. Først præsenteres i kort form i afsnit 1.1 vejledningens anbefalinger omkring den fremtidige brug af UMIP2003 og UMIP97. Resten af kapitlet beskriver baggrunden for UMIP2003 metodikken og anbefalingerne. Afsnit 1.2 introducerer de generelle principper i vurdering af miljøpåvirkninger i livscyklus (Life Cycle Impact Assessment) som beskrevet i ISO standard 14042. Dette følges i afsnit 1.3 af en status for inddragelsen af stedlig differentiering i karakteriseringsmodellering og normalisering i dag. Her diskuteres kort mulighederne for at inkludere stedafhængig information i LCIA. I afsnit 1.4 sammenlignes UMIP2003 og UMIP97 metoderne og de væsentligste forskelle identificeres. I afsnit 1.5 præsenteres en tre-trins procedure for den praktiske anvendelse af de nye faktorer. Anvendelsen af UMIP2003 metodikken illustreres gennem hele vejledningen med et eksempel, som introduceres i afsnit 1.6 hvor en opgørelse præsenteres. For hver enkelt påvirkningskategorier demonstreres anvendelsen af UMIP2003 faktorerne på denne opgørelse i de følgende kapitler, og i kapitel 10 i slutningen af vejledningen samles alle resultaterne og der konkluderes på eksemplet.

Resten af vejledningen er helliget beskrivelsen af hvorledes UMIP2003 metodikken håndterer de miljøpåvirkningskategorier, som aktuelt kan håndteres inden for UMIP metodikken. Hver påvirkningskategori har sit eget kapitel, som præsenterer en procedure for anvendelsen af metodikken sammen med de relevante faktorer for karakterisering og normalisering og vejledning i fortolkning af resultaterne.

Det er vejledningens formål at give en operationel præsentation af UMIP2003 metodikken for brugere af livscyklusvurdering. Læsere, som ønsker en mere detaljeret diskussion af baggrunden for det nye metodegrundlag henvises til dokumentationen, som er givet i baggrundsrapporten (Potting and Hauschild, 2005).

### 1.1 VEJLEDNING I BRUG AF UMIP97 OG UMIP2003.

UMIP2003 kan bruges både i en ikke-stedafhængig og en stedafhængig form. Den ikke-stedafhængige form inddrager ikke stedlig variation. Heri ligner den UMIP97, der er ikke-stedafhængig af natur, og den ikke-stedafhængige form af UMIP2003 kan erstatte UMIP97 i alle sammenhænge.

Det danske LCA Metode og Konsensus Projekt giver følgende anbefaling for karakteriseringsdelen i vurderingen af miljøpåvirkninger i livscyklus

*UMIP2003 karakteriseringsmetodikken som dokumenteret i denne vejledning kan bruges som et alternativ til UMIP97 ved udførelse af ikke-stedafhængig karakterisering. For de ikke-globale påvirkningskategorier giver UMIP2003 muligheden for at kvantificere og reducere den stedlige variation som hidrører fra forskellene i den region, hvor emissionerne finder sted.*

Den væsentligste grund til fortsat at anvende UMIP97 kunne være at sikre sammenlignelighed mellem nye resultater og tidligere resultater fra anvendelsen af UMIP97. Idet nogle af påvirkningskategorierne er modelleret forskelligt i UMIP97 og UMIP2003, er miljøpåvirkningsprofilerne fra de to metoder således ikke direkte sammenlignelige. Imidlertid kan miljøpåvirkningsprofilerne fra tidligere studier erstattes med UMIP2003 miljøpåvirkningsprofiler ved simpelt hen at bruge de nye karakteriserings- og normaliseringsfaktorer på den gamle opgørelse. Den praktiske anvendelse af den ikke-stedafhængige form af UMIP2003 faktorerne foregår på samme måde som anvendelsen af UMIP97 faktorerne.

For de globale miljøpåvirkningskategorier drivhuseffekt og stratosfærisk ozondannelse, medfører UMIP2003 også en opdatering af karakteriseringsfaktorerne fra UMIP97.

For nye studier, bør den ikke-stedafhængige form af UMIP2003 foretrækkes på grund af den større miljømæssige relevans af dens påvirkningspotentialer, og fordi den giver mulighederne for at kvantificere den stedlige variation.

#### *Stedafhængig karakterisering*

For de ikke-globale miljøpåvirkningskategorier kan regionale forskelle mellem kildernes og miljøets karakteristika have stærk indflydelse på miljøpåvirkningen fra en emission. Den samme emitterede mængde af et stof kan således forårsage vidt forskellige påvirkninger afhængigt af hvor emissionen finder sted. Denne ikke-stedafhængige form af UMIP2003 metodikken kan give en ide om størrelsen af denne stedligt betingede variation. Den stedafhængige form af UMIP2003 giver mulighed for at begrænse variationen:

*I de tilfælde, hvor det er i overensstemmelse med formålet med LCA'en, kan UMIP2003 metodikken anvendes i sin stedafhængige form til identifikation af de væsentligste kilder til stedbestemt variation og til at begrænse variationen til det ønskede niveau.*

*For påvirkningskategorierne forurening, fotokemisk ozondannelse og terrestrisk eutrofiering kan de stedafhængige UMIP2003 faktorer anvendes direkte til karakterisering. Indtil metodikken er blevet implementeret i et PC-værktøj er den mest operationelle måde at udføre stedafhængig karakterisering på ved at:*

- ▶ *først anvende UMIP2003 **ikke**-stedafhængige karakteriseringsfaktorer og dernæst*
- ▶ *at begrænse den stedafhængige variation trin for trin til et niveau, der er acceptabelt i overensstemmelse med formålet, under anvendelse af de stedafhængige karakteriseringsfaktorer.*

*For påvirkningskategorierne human toksicitet, øko-toksicitet og akvatisk eutrofiering kan den udviklede stedlige karakterisering anvendes som en del af en følsomhedsanalyse for at undersøge betydningen af den stedlige variation i eksponeringen, som ignoreres når ikke-stedafhængig karakterisering anvendes.*

Den praktiske anvendelse af stedafhængig karakterisering er beskrevet i generelle træk i afsnit 1.4 og mere detaljeret beskrevet for hver af de ikke-globale påvirkningskategorier i de respektive kapitler i resten af denne vejledning.

Valget af at anvende stedlig differentiering i LCIA skal træffes på baggrund af formålet med studiet. I mange anvendelser af LCA er det i tråd med formålet at miljøvurderingen skal give den bedste forudsigtelse af miljøpåvirkningen hidrørende fra emissioner fra produktsystemet, og her er det relevant at begrænse den stedbestede variation på resultaterne.

Der er imidlertid anvendelser af LCA, hvor informationen om stedafhængige variationer i miljøpåvirkningen fra en emission ikke er relevant i forhold til formålet med studiet. Dette kan være tilfældet ved udarbejdelse af miljøvaredeklarationer. Her kan målet være at vejlede forbrugeren til at købe produkter fra virksomheder der seriøst arbejder for at begrænse emissioner gennem et produkts levetid. At tage hensyn til virksomhedens geografiske lokalitet og følsomheden af det modtagende miljø vil ikke bidrage til spredningen af dette budskab, og kan muligvis blive misbrugt for at skjule det. Derfor passer stedlig differentiering i livscyklusmiljøvurdering ikke til formålet med sådan et studie. Tilsvarende overvejelser kan gøres for anvendelsen af LCA i udvikling af miljø-mærke kriterier, hvor skelnen i henhold til lokaliteten af virksomheden kan ses som en skjult handelshindring. I sådanne anvendelser skal man bruge UMIP2003 i sin ikke-stedafhængige form, eller alternativt UMIP97.

Ved anvendelse af den stedafhængige form af UMIP2003 metodikken skal man huske, at den er udviklet til brug i en LCA sammenhæng, hvor perspektivet er begrænsning af emissioner og deres miljøpåvirkninger. Her tilbyder UMIP2003 en forbedret modellering af miljøpåvirkninger fra et produktsystem. Perspektivet i retning af reduktion af emissionerne er vigtigt. Det er ikke hensigten, at den stedafhængige UMIP2003 metode skal støtte begrænsning af miljøpåvirkningen ved at flytte den forurenende aktivitet til regioner hvor det modtagende miljø er mere robust. Den er i større grad udviklet til at hjælpe med at udpege og prioritere de processer hvor begrænsning af emissioner er mest påtrængende og effektiv.

#### *Normalisering og vægtning*

Normalisering i UMIP2003 foregår på samme måde som i UMIP97 ved at man blot anvender UMIP2003 normaliseringsreferencerne, som er givet for de forskellige påvirkningskategorier i de respektive kapitler i denne

vejledning. Indtil UMIP97 vægtningsfaktorerne, som er baseret på politiske reduktionsmål, er opdaterede til en UMIP2003 version, anvendes UMIP97 vægtningsfaktorerne også i UMIP2003.

For UMIP97 kategorierne nærings saltbelastning og fotokemisk ozondannelse opererer UMIP2003 med to underkategorier. Potentielle miljøpåvirkninger for disse underkategorier må aggregeres før man kan anvende UMIP97 vægtningsfaktorerne (baseret på afstanden til de politiske mål). Inden for underkategorierne normaliseres miljøpåvirkningskategorierne mod deres respektive normaliseringsreferencer, og gennemsnittet af de normaliserede miljøpåvirkninger anvendes som miljøpåvirkningspotentialet for hovedkategorien.

For at tilgodese fremtidige behov for vurdering af miljøpåvirkninger i livscyklus planlægges det at implementere såvel UMIP97 som UMIP2003 i det officielt anbefalede PC værktøj til brug ved LCA i Danmark.

#### 1.2 VURDERING AF MILJØPÅVIRKNINGER I LIVSCYKLUS

Ifølge standarden ISO 14042 gennemføres vurdering af miljøpåvirkninger i livscyklus over flere trin fra opgørelsen til fortolkningen:

- ▶ *Klassificering af opgørelsesresultater*, hvor påvirkningskategorierne defineres, og opgørelsens udvekslinger fordeles mellem kategorierne i henhold til deres evne til at bidrage til forskellige miljøpåvirkninger (*"hvad er problemet med denne miljømæssige udveksling?"*).
- ▶ *Karakterisering eller beregning af kategori indikatorresultater*, hvor påvirkningsbidragene fra hver enkelt udveksling kvantificeres og summeres inden for hver påvirkningskategori. På denne måde, omregnes de klassificerede opgørelsesdata til en profil af miljøpåvirkningspotentialer eller kategoriindikator-resultater, forbrug af ressourcer og mulige arbejdsmiljøpåvirkningspotentialer (*"hvor stort er problemet?"*).
- ▶ *Normalisering eller beregning af størrelsen af kategoriindikator-resultaterne i forhold til referenceværdier*, hvor de forskellige indikator-resultater og forbrug af ressourcer udtrykkes på en fælles skala ved at holde dem op mod en fælles reference, for at muliggøre sammenligninger på tværs af påvirkningskategorierne. (*"er det meget?"*).
- ▶ *Vægtning*, hvor de forskellige påvirkningskategorier og ressourcer tildeles vægte der afspejler den relative betydning som de tillægges i overensstemmelse med studiets formål (*"hvor vigtigt er det?"*). Anvende
- ▶ *Fortolkning*, hvor følsomhedsanalyse og usikkerhedsanalyse anvendes til at forstå og fortolke livscyklusvurderingens resultater i henhold til formål- og afgrænsning for studiet sådan at man kan nå frem til konklusioner og anbefalinger.

Mens klassificering, karakterisering og fortolkning er obligatoriske trin i henhold til ISO 14042, er normalisering og vægtning valgfri.

ISO 14042 kræver også at modellen for hver indikator er videnskabelig og teknisk velbegrundet, idet der anvendes en tydeligt identificerbar miljømæssig mekanisme og/eller reproducerbare empiriske observationer. Det foretrækkes at modellen er internationalt accepteret, dvs. baseret på en international aftale eller godkendt af et kompetent internationalt organ, og subjektive valg og antagelser under udvælgelse af påvirkningskategorier, indikatorer og modeller bør være begrænsede. Desuden skal indikatorerne være miljømæssigt relevante.

UMIP2003 metodegrundlaget opfylder alle disse krav og anbefalinger i ISO 14042.

### 1.3 STEDLIG DIFFERENTIERING VED KARAKTERISERING OG NORMALISERING

Dette afsnit gennemgår baggrunden for stedlig differentiering i miljøvurderingsdelen af livscyklusvurdering og opererer med tre niveauer for stedlig differentiering.

De miljøpåvirkninger der forårsages af en emission afhænger af og kan forudsiges fra kendskabet til:

- 1) Den emitterede mængde
- 2) Egenskaberne for det emitterede stof
- 3) Egenskaberne for den emitterende kilde og det modtagende miljø

I livscyklusvurderinger findes informationerne under 1 i opgørelsen for produktsystemet. Opgørelsen lister emissionerne per funktionel enhed og fungerer som udgangspunkt for miljøvurderingsdelen.

De egenskaber der er nævnt under 2) kunne være fysisk-kemiske data som f.eks. kogepunkt og molekylvægt eller biologisk information vedrørende toksiciteten overfor specifikke organismer eller den stoffets iboende bionedbrydelighed. Denne slags information afhænger kun af stoffet og kan ofte findes i store stof-databaser.

Egenskaberne under 3) bestemmes af de forhold under hvilke emissionen finder sted og af tilstanden af det modtagende miljø for emissionen (f.eks. den samtidige tilstedeværelse af andre stoffer eller andre stress-faktorer i miljøet, som kunne interagere med det emitterede stof dermed skabe additive eller måske synergistiske eller antagonistiske effekter). Lokaltiteten af det modtagende miljø følger af de stedlige karakteristika for kilden, især dens geografiske lokalitet.

Nogle af de tidlige livscyklusvurderinger omfattede kun informationen under 1), dvs. alle emissionerne blev simpelthen lagt sammen og den totale emitterede mængde blev betragtet som en indikator for den miljømæssige belastning. Dette var i virkeligheden blot en udvidet ressource- og energianalyse, og det blev hurtigt klart at denne tilgang var alt for unuanceret, og at resultatet kun havde begrænset relevans i en miljømæssig sammenhæng. Derfor udvikledes miljøpåvirkningsvurderingen til at basere sig på information indeholdt under såvel punkt 1) som punkt 2), ved også at tage hensyn til stoffernes iboende egenskaber og deres evne til at bidrage til forskellige miljømæssige påvirkninger med forskellig styrke. Aktuelt er de typer af information, som er dækket under 3) dårligt repræsenteret, hvis overhovedet, og variationerne i karakteristika for kilden og det modtagende miljø er hidtil blevet udeladt af forskellige årsager:

- ▶ Processerne i produktsystemet kan være lokaliseret mange steder i verden og egenskaberne for det lokale miljø er ofte ikke kendt.
- ▶ Emissionerne er også spredt over tid da nogle af dem har fundet sted flere år tilbage i tiden mens emissioner fra bortskaffelsen kan fortsætte i årtier eller århundreder ud i fremtiden
- ▶ LCA ser på en funktionel enhed, og ikke det totale udslip fra processerne.

På denne baggrund, har det hidtil ikke været anset for muligt at operere med aktuelle koncentrationer og deraf følgende risici i LCA sammenhæng. Desuden har mange LCA-brugere følt, at eftersom forudsigelse af aktuelle risici sker ved hjælp af risikovurderingsværktøjer, er der ikke noget behov for at inkludere en stedlig differentiering i LCA. Historisk set har LCA været et værktøj til at forebygge forurening, og ikke et værktøj til at undgå miljørisici på specifikke lokaliteter.

Nogle af disse forhold er blevet betragtet som praktiske begrænsninger i LCA, men som vi håber at demonstrere i denne vejledning og i de bagvedliggende tekniske rapporter, forholder det sig ikke sådan mere. Det er også anerkendt i LCA-kredse om, at når det drejer sig om ikke globale miljøpåvirkningskategorier, kan den stedlige variation være betydelig mellem proces emissioner af det samme stof. Afhængig af formålet med LCA-studiet, kan det derfor være særdeles relevant, at inkludere stedlig variation i modelleringen for at give et retvisende billede af de miljøpåvirkninger, som emissionerne forårsager. (Udo de Haes et al., 1999). At udelade den stedlige variation øger muligheden for fejlagtige konklusioner og suboptimeringer baseret på resultatet af livscyklusvurderingen. Som tidligere nævnt, er der imidlertid fortsat anvendelser, hvor formålet med studiet og den tilsigtede brug af resultaterne medfører, at det ikke er ønskeligt at inkludere stedlig variation.

For at overvinde de metodiske begrænsninger beskrevet ovenfor, defineres tre niveauer for stedlig differentiering i karakteriseringsmodelleringen:

- ▶ **Ikke-stedafhængig modellering:** Alle kilder forventes at bidrage til samme ikke-stedafhængige miljø. Som i UMIP97, udføres der ingen stedlig differentiering mellem kilder og det efterfølgende modtagende miljø. Imidlertid kan modelleringen være udvidet til at dække en større del af årsagskæden for påvirkningskategorien og dermed sikre forenelighed med det næste niveau for stedlig differentiering (de ikke-stedafhængige faktorer beregnes således som et emissionsvægtet gennemsnit af de stedafhængige faktorer).
- ▶ **Stedafhængig modellering:** En vis stedlig differentiering udføres ved at skelne mellem typer af kilder og ved at bestemme deres efterfølgende modtagende miljø. Kildekategorier defineres på landsplan eller regionsplan indenfor landene (i størrelsesordenen 150-500 km). Det modtagende miljø defineres typisk ved en høj stedlig opløsning (størrelsesordenen på maximum 150 km, men oftest lavere). De stedafhængige karakteriseringsfaktorer inkluderer således variationen i eksponering og følsomhed indenfor og imellem de modtagende miljøer.
- ▶ **Sted-specifik modellering:** En meget detaljeret stedlig differentiering udføres ved at operere ud fra kendskab til konkrete kilder på bestemte lokaliteter. Sted-specifik modellering giver mulighed for stor nøjagtighed i modellering af belastningen meget lokalt ved kilden. Dette involverer typisk lokal-kendskab til forholdene i specifikke øko-systemer, der er eksponeret for emissionen. Imidlertid vil en detaljeret vurdering af belastningen lokalt omkring kilden kun tilføje lille nøjagtighed til kvantificeringen af den fulde belastning, eftersom den fulde belastning fra en kilde ofte dækker områder, der overstiger flere hundrede til tusind kilometer.

LCA fokuserer normalt ikke på de lokale påvirkninger fra et produktsystem og desuden vil det i en LCA kun sjældent være muligt at operere med sted-specifik modellering for mere end et par processer i produktsystemet. Derfor forudses det sted-specifikke niveau for stedlig differentiering ikke at blive en integreret del af karakteriseringsmodellen. Det kan stadigvæk anvendes til at fremskaffe yderligere information til brug for fortolkningsdelen af vurderingen.

Den stedlige information, som er tilgængelig for individuelle processer i LCA, vil normalt være tilstrækkelig til at muliggøre stedafhængig miljøpåvirkningsmodellering. For de fleste processer vides det i det mindste i hvilket land de er lokaliserede. Denne information er påkrævet som en del af systemafgrænsningen for at kunne udvikle transport-scenarier for produktsystemet. Det stedafhængige niveau er således det niveau af stedlig differentiering som foreslås til karakteriseringsmodellering i UMIP2003. Det er også det niveau for stedlig differentiering der er mest relevant for luftbårne emissioner, da det repræsenterer deres typiske størrelsesorden for geografisk



spredning. Dette betyder, at de stedafhængige karakteriseringsfaktorer, som er anbefalet i Afsnit 1.1, er robuste således forstået, at begrænsningen påvirkningspotentialernes stedligt bestemte variation mere end kompenserer for den introduktion af nye usikkerheder, der sker som følge af den ekstra skæbne-modellering, der indbygges i karakteriseringsmodellerne.

I nogle livscyklusvurderinger vil der være materialer eller processer for hvilke stedlig information slet ikke er tilgængelig. Måske er data blevet slået sammen for flere leverandører for at skjule følsomme informationer eller for at tilvejebringe gennemsnitsdata. I denne situation kan UMIP2003s ikke-stedafhængige karakteriseringsfaktorer anvendes til beregning af påvirkningspotentialer, som er forenelige med de stedafhængige påvirkningspotentialer, der udregnes for de øvrige processer i livscyklus. Desuden giver anvendelsen af UMIP2003 ikke-stedafhængige karakteriseringsfaktorer mulighed for at kvantificere størrelsen af den potentielle stedligt bestemte variation i miljøpåvirkning, der ignoreres når man ikke kan tage stedlige forskelle i betragtning.

1.4 UMIP97 OG UMIP2003 - LIGHEDSPUNKTER, FORSKELLE OG FORTOLKNING.  
Efter en kortfattet opsummering af lighedspunkter mellem UMIP97 og UMIP2003, præsenteres de væsentligste forskelle mellem de to metodikker og der gives en til fortolkning af både de ikke-stedafhængige og de stedafhængige UMIP2003 påvirkningspotentialer.

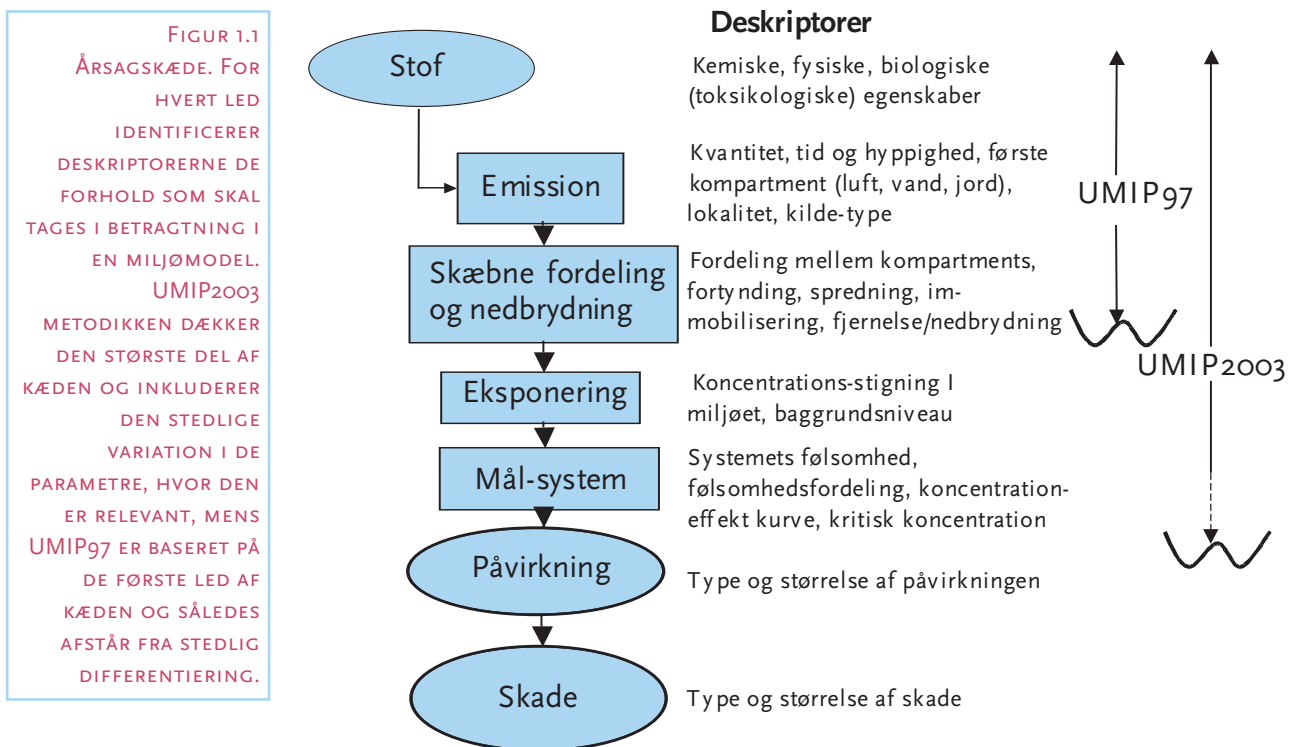
#### *Lighedspunkter mellem UMIP2003 og UMIP97*

Metodikkerne i UMIP97 og UMIP2003 for miljøpåvirkningsvurdering viser mange lighedspunkter. De er begge miljømæssige tema-metoder i henhold til kravene i ISO 14042 og anvender de samme trin - karakterisering, normalisering inklusive en mulig aggregering af underkategorier og vægtning under anvendelse af de samme standardvægtningsfaktorer. De dækker også de samme påvirkningskategorier, selvom nogle nye underkategorier er indført i UMIP2003. For påvirkningskategorierne akvatisk eutrofiering, human toksicitet og øko-toksicitet, er de ikke-stedafhængige karakteriseringsfaktorer i UMIP2003 de samme som faktorerne i UMIP97.

#### *UMIP2003 dækker en større del af årsagskæden*

Bortset fra muligheden for stedlig differentiering, ligger forskellene mellem UMIP97 og UMIP2003 i valgene af kategori-indikatorer. I UMIP97 er karakteriseringsmodelleringen fokuseret ret tidligt i den miljømæssige mekanisme for nogle af påvirkningskategorierne, og karakteriseringsfaktorerne er baseret udelukkende på viden om egenskaberne af det emitterede stof, uden hensyntagen til egenskaberne for det modtagende miljø. I det omfang stoffets skæbne modelleres, gøres det under antagelse af et fast omgivende miljø (en ”enhedsverden”). Dette repræsenterede den bedste miljøfaglige viden, da UMIP97 blev udviklet. I modsætning hertil er nogle af UMIP2003 kategori indikatorerne valgt senere i årsagskæden,

og karakteriseringsfaktorerne omfatter også den (stedligt differentierede) modellering af spredningen og fordelingen af stoffet, eksponeringen af de følsomme dele af miljøet, og i visse tilfælde også baggrundsbelastningen af disse mål-systemer, så der bliver mulighed for at inddrage en vurdering af overskridelserne af eventuelle tærskelværdier for effekt. Denne ændring afspejler udviklingen af miljøkemisk modellering i tiden siden UMIP97 faktorerne blev fastlagt i 1994 eller 1995 (Wenzel et al., 1996, Hauschild, 1996). Forskellen er illustreret i Figur 1.1



Ved at modellere påvirkningerne længere hen gennem årsagskæden i **UMIP2003** forøges den miljømæssige relevans af de udregnede **påvirkninger** - de er ofte i bedre overensstemmelse med de faktiske miljøeffekter, som observeres for stofferne, og de er lettere og sikrere at fortolke i form af skader i miljøet. Selvom UMIP2003 inkluderer en større del af årsagskæden, er de udregnede påvirkninger stadigvæk forudsigelser og skal derfor betragtes som potentialer og ikke som aktuelle effekter. Nøjagtigheden af disse forudsigelser kan blive berørt af andre forhold, der følger af tilgangen i livscyklusvurdering (f.eks. fokus på den funktionelle enhed og aggregering over tid).

*UMIP2003 støtter kvantificering af stedligt bestemt variation*

UMIP2003 ikke-stedafhængige karakteriseringsfaktorer beregnes som gennemsnittet af de stedafhængige karakteriseringsfaktorer. Mens ikke-stedafhængig karakterisering stadig understøttes, **giver UMIP2003 også**

**mulighed for kvantificering af den stedligt bestemte variation i de karakteriserede påvirkninger og reduktion heraf** ved at inkludere viden om den stedlige variation i emissionskilden, og efterfølgende spredning og eksponering af det modtagende miljø. Emissionskildernes stedlige karakteristika er typisk defineret på det nationale niveau, dvs. det land de ligger i.

*UMIP2003 giver bedre modellering af fotokemisk ozondannelse*

UMIP2003 metodikken medfører nogle vigtige yderligere forbedringer. For fotokemisk ozondannelse **kan bidraget fra NO<sub>x</sub> nu blive repræsenteret i det ikke-stedafhængige, såvel som det stedafhængige påvirkningspotentiale**. Bidraget af NO<sub>x</sub> har hidtil været udeladt fra beregningen af det fotokemiske ozondannelsespotentiale, men det viser sig at være mindst lige så stort som bidraget fra VOC'erne - hidtil betragtet som den eneste kilde til ozondannelse.

*UMIP2003 giver bedre modellering af forsurening*

For forsurening, redegør UMIP2003 faktorerne for optagelse af nitrogen i økosystemer som i den virkelige verden reducerer de forsurende egenskaber af nitrogenforbindelser sammenlignet med f.eks. SO<sub>2</sub>. UMIP2003 faktorerne **giver således et mere realistisk forhold mellem de forskellige forsurende forbindelser** end UMIP97 faktorerne som kun afspejler potentialet for frigivelse af protoner.

For UMIP2003 karakteriseringsfaktorerne for forsurening og fotokemisk ozondannelse, er skader på naturlige øko-systemer og menneskers helbred valgt som det mest følsomme slutpunkt. De repræsenterer også de slutpunkter, som gældende regulering er fokuseret på. Derfor er **skader på menneskeskabte materialer ikke explicit repræsenteret af faktorerne for fotokemisk ozondannelse og forsurening** (selvom de typisk vil blive repræsenteret indirekte af de valgte indikatorer). Man kunne sige at noget af den skade, som er dækket med UMIP97 ikke længere er dækket med UMIP2003 fordi påvirkningsindikatoren er valgt længere henne i årsagskæden. Som et eksempel for forsurening, repræsenterer påvirkningen beregnet med UMIP97 faktorerne antallet af protoner, der dannes per molekyle emitteret stof. Ved at være defineret så tidligt i årsags-effektkæden, repræsenterer UMIP97 påvirkningspotentialerne i princippet enhver skade, som potentielt skyldes protonerne (dvs. også skader på menneskeskabte materialer). På den anden side er forholdet mellem protonfrigivelse i almindelighed og den skade det forvolder ofte temmelig usikker. Hvis der er et ønske om eksplicit at inkludere forsureningsskader på menneskeskabte materialer, kan disse beregnes separat under anvendelse af f.eks. UMIP97 faktorerne. Det bør imidlertid nævnes, at de forudvalgte vægtningsfaktorer, som anvendes i UMIP97 såvel som i UMIP2003 repræsenterer de politiske reduktionsmål, som for forsurening er baseret på målsatte reduktioner i skader på naturlige øko-systemer. Det samme gør sig gældende for de andre

påvirkningskategorier - hvor de politiske reduktionsmål udtrykt i vægtningsfaktorerne sigter på beskyttelse af øko-systemer eller, hvor det er relevant, menneskers helbred.

Forskellen i valg af kategoriindikatorer betyder at **for nogle påvirkningskategorier, er variationsestimaterne, som fremkommer ved anvendelse af de ikke-stedafhængige UMIP2003 faktorer ikke direkte anvendelige til UMIP97 faktorerne.**

#### *Forskellige enheder for UMIP2003 og UMIP97*

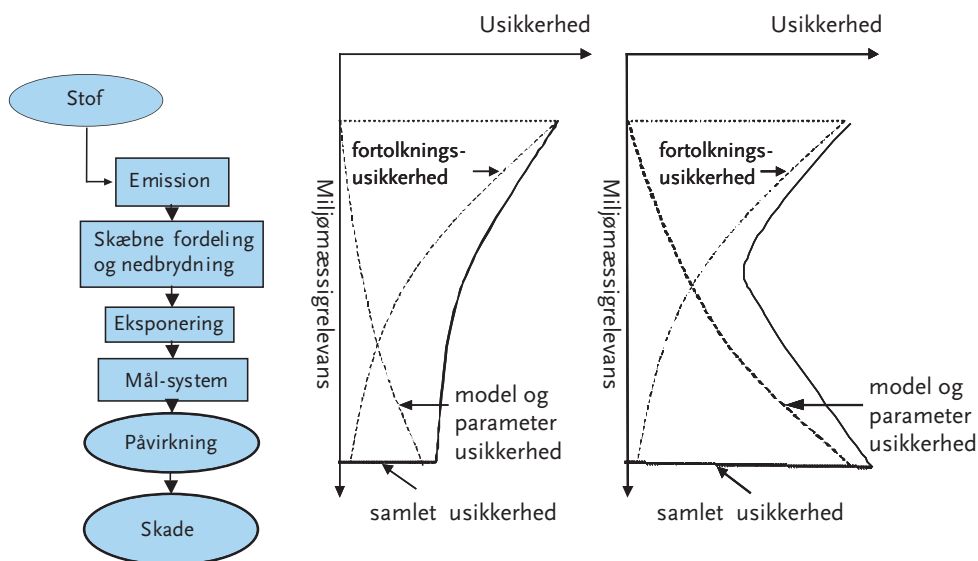
Forskellen i valg af slutpunkter betyder også at **de påvirkningspotentialer som udregnes med UMIP97 faktorer og med UMIP2003 faktorer har forskellige enheder.** For UMIP97 er de fleste af påvirkningerne udtrykt som de mængder af et referencestof, som ville forårsage en påvirkning af den samme størrelse. For UMIP2003 udtrykker enhederne hvilken påvirkning, der effektivt er forårsaget, nogle gange helt frem til skaden på mål-systemet. I eksemplet for forsurening, er UMIP97 enheden “g SO<sub>2</sub>-ækvivalenter” mens UMIP2003 enheden er “m<sup>2</sup> ubeskyttet økosystem”, udtrykkende det areal af økosystem, som er “løftet” fra en eksponering under den kritiske belastning til en eksponering over den kritiske belastning og således potentielt kan blive skadet.

UMIP2003 påvirkningspotentialer kan sagtens omregnes så de udtrykkes som ækvivalente emissioner af referencestoffer, som det sker i UMIP97, men vi har valgt at beholde de originale UMIP2003 enheder af to årsager:

- De giver brugeren et indtryk af hvad det er der udtrykkes med UMIP2003 påvirkningspotentialer
- De understreger forskellen mellem hvad der er dækket af UMIP97 og UMIP2003 påvirkningspotentialerne og at de to ikke umiddelbart er sammenlignelige.

#### *UMIP2003 optimerer kompromisset mellem den miljømæssige relevans og modelusikkerheden*

Samtidig med at karakteriseringsmodelleringen udvides til at omfatte mere af årsagskæden, reduceres usikkerheden i fortolkningen typisk fordi den miljømæssige relevans af den forudsagte påvirkning bliver større jo længere hen i årsagskæden, man modellerer. På den anden side vil introduktionen af flere miljømodeller i beregningen af karakteriseringsfaktorer også medføre flere kilder til model- og parameterusikkerhed. Stedlig differentiering kan yderligere reducere usikkerheden på påvirkningspotentialet. På den anden side vil den viden om beliggenheden af processerne i produktsystemet, som anvendes i den stedafhængige karakterisering, i visse tilfælde være baseret på antagelser og kan så også blive en kilde til yderligere usikkerhed. Figur 1.2 illustrerer dette kompromis mellem fortolkningsusikkerhed og model- og parameterusikkerhed.



FIGUR 1.2  
 I TAKT MED AT  
 KARAKTERISERINGS-  
 MODELLERINGEN  
 INDDRAGER STØRRE  
 DELE AF DEN  
 MILJØMÆSSIGE  
 MEKANISME BAG  
 ÅRSAGSKÆDEN, STIGER  
 DEN MILJØMÆSSIGE  
 RELEVANS FOR DE  
 PÅVIRKNINGER DER  
 BEREKNES OG  
 FORTOLKNINGEN BLIVER  
 MINDRE USIKKER (F.EKS.  
 VED AT DEN STEDLIGE  
 VARIABILITET  
 REDUCERES). SAMTIDIG  
 INTRODUCERES  
 IMIDLERTID YDERLIGERE  
 USIKKERHED Gennem  
 DE ANVENDTE  
 MODELLER OG DE  
 ANTAGELSER, DER  
 GØRES, F.EKS. I DEN  
 GEOGRAFISKE  
 DEFINITION AF  
 PRODUKTSYSTEMET  
 (FIGUREN UDVIKLET  
 SAMMEN MED  
 PROFESSOR O. JOLLIET,  
 EPFL).

Anbefalingerne i denne vejledning omkring stedlig differentiering i livscyklus-påvirknings-vurdering tilstræber at optimere den balance der er præsenteret i Figur 1.2. Dette gøres under hensyntagen til begrænsningerne i de aktuelle tilgængelige miljømodeller, hvis kvalitet varierer mellem de forskellige påvirkningskategorier.

I de tilfælde hvor integrerede vurderingsmodeller er tilgængelige er det muligt at udvikle stedafhængige karakteriseringsfaktorer, som inkluderer den største del af den stedlige variation i emission, eksponering og sårbarhed for det eksponerede miljø. Her øges beslutningsdygtigheden med størrelsesorden sammenlignet med den ikke-stedafhængige karakterisering, og den forøgede usikkerhed, der er introduceret ved den mere avancerede modellering er relativt lille i sammenligning hermed. Dette gælder for påvirkningskategorierne **forsuring, terrestrisk eutrofiering, og fotokemisk ozondannelse**. Situationen for disse kategorier illustreres af den første af graferne. For de andre ikke-globale påvirkningskategorier er niveauet af de tilgængelige miljømodeller mindre avanceret, og som en konsekvens heraf har det kun været muligt at inkludere dele af den stedlige variation i de nye karakteriseringsfaktorer. Som et resultat heraf, er forbedringen af beslutningsdygtigheden i forhold til den eksisterende karakterisering mere beskedent sammenlignet med den ekstra usikkerhed der samtidig introduceres. Dette gælder for **påvirkningskategorierne human toksicitet, øko-toksicitet og akvatisk eutrofiering**.

*UMIP2003 forbedrer fortolkningen gennem stedligt differentierede påvirkningspotentialer.* Den væsentligste fordel ved den ikke-stedafhængige UMIP2003 karakteriseringsmetode ligger i fortolkningsfasen. De ikke-stedafhængige UMIP2003 faktorer giver brugeren mulighed for at

kvantificere en stor del af den stedbestede variation, som naturligt er der, men ukendt ved brug af UMIP97 karakteriseringsfaktorerne, og dette er et værdifuldt input til følsomhedsanalysen. Anvendelse af UMIP2003 ikke-stedafhængige faktorer kræver ikke nogen information udover det der er krævet for at anvende UMIP 97. Yderligere følsomhedsanalyse med de stedafhængige faktorer kræver specifikation af den geografiske lokalitet for processerne i produktsystemet. For nogle processer, vil denne specifikation blive ledsaget af en usikkerhed, som også må overvejes i en følsomhedsanalyse.

Som det er diskuteret tidligere i dette afsnit, forventes de påvirkningspotentialer, der beregnes med UMIP2003 faktorerne - ikke-stedafhængige såvel som stedafhængige - at blive i bedre overensstemmelse med de aktuelle påvirkninger på flere måder:

- 1) UMIP2003 faktorerne, ikke-stedafhængige såvel som stedafhængige, er baseret på modellering af en større del af årsagskæden mellem emission og miljøpåvirkning end UMIP97 faktorerne.
- 2) For de led i årsagskæden i Figur 1.1, som beskriver miljømæssig skæbne, resulterende eksponering og mål-system, udviser mange af deskriptorerne en betragtelig stedlig variation, som næsten er fuldstændig udeladt i modelleringen af UMIP97 faktorerne. For de fleste af påvirkningskategorierne afspejler de nye karakteriseringsfaktorer den stedlige variation i skæbne og eksponering. For nogle af påvirkningskategorierne, er også den stedlige variation i mål-systemets følsomhed repræsenteret.

Denne forøgede miljømæssige relevans af UMIP2003 påvirkningspotentialerne skal tages i betragtning ved fortolkningen af resultaterne, specielt i situationer, hvor de bliver sammenlignet med påvirkningspotentialer af en mindre miljømæssig relevans (beregnet under anvendelse af karakteriseringsfaktorer af den gamle type, UMIP97 eller andre). Den burde også lægges til grund for udviklingen af vægtningsfaktorer, som er baseret på den miljømæssige relevans af påvirkningskategorierne (f.eks. udledt under medvirken af et panel).

Standard UMIP vægtningsfaktorerne, som er baseret på politiske reduktionsmål, burde også opdateres til en UMIP2003 version under anvendelse af de nye karakteriseringsfaktorer for de politisk fastsatte reduktionsmål. Dette er ikke en del af det danske LCA Metode og Konsensus Projekt, og indtil dette er gjort, foreslås de opdaterede vægtningsfaktorer baseret på UMIP97 benyttet i stedet for (Stranddorf et al. 2005).

### 1.5 HVORDAN UDFØRES STEDAFHÆNGIG KARAKTERISERING?

Traditionelt aggregeres informationerne i opgørelsen ved at alle emissioner af et stof summeres hen over produktets livscyklus. På denne måde angives emissionen af f.eks. SO<sub>2</sub> som en total emission for hele livscyklus, og al stedlig information om de individuelle emissioner mistes. Hvis stedafhængig karakterisering udføres direkte (dvs. ikke som en del af følsomhedsanalysen efter den ikke-stedafhængige karakterisering), skal livscyklusopgørelsen gå videre til påvirkningsvurderingsfasen i en ikke-aggregeret form, for at gøre det muligt at identificere den geografiske lokalitet for hver enkelt af processerne i produktsystemet. Dette bliver ikke noget problem når UMIP2003 metodikken bliver integreret i LCA softwaren, men kan indtil dette er sket skabe yderligere arbejde sammenlignet med den ikke-stedafhængige UMIP2003 eller UMIP97.

Indtil den stedafhængige form af UMIP2003 er implementeret i et PC-værktøj, beskrives en praktisk fremgangsmåde for stedlig karakterisering for hver af de ikke-globale påvirkningskategorier i de respektive kapitler gennem resten af denne vejledning, men i generelle termer er den anbefalede fremgangsmåde for manuel anvendelse af UMIP2003 således:

*For hver ikke-global påvirkningskategori:*

- 1. Beregn det ikke-stedafhængige påvirkningspotentiale og den stedbestede variation for produktsystemet under anvendelse af de ikke-stedafhængige UMIP2003 karakteriseringsfaktorer med tilhørende stedafhængige variations-estimer.*
- 2. Identificer de processer der bidrager mest til den ikke-stedafhængige påvirkning og*
  - træk deres bidrag fra det ikke-stedafhængige påvirkningspotentiale*
  - beregn deres stedafhængige påvirkningspotentiale*
- 3. Læg de stedafhængige bidrag fra disse processer til det justerede ikke-stedafhængige påvirkningspotentiale.*

*Gentag trin 2 indtil den stedbestede variation er reduceret til et passende niveau dvs. et niveau, hvor den stedbestede variation ikke længere kan ændre konklusionen.*

Den eneste ekstra information, som kræves for at anvende de stedafhængige faktorer fra UMIP2003 er landet i hvilket processen er lokaliseret. Denne information er ofte kendt fra afgrænsningen af produktsystemet. For processer, hvor denne information ikke er tilgængelig, kan de ikke-stedafhængige UMIP2003 faktorer anvendes. Dette er også en mulighed for processer der foregår udenfor Europa.

### *Aggregering af underkategorier*

For to af UMIP97 påvirkningskategorierne (nærings saltbelastning og fotokemisk ozondannelse), opererer UMIP2003 med underkategorier, som skal lægges sammen inden vægtning finder sted for at muliggøre vægtning med standard UMIP97 vægtningsfaktorerne (baseret på afstand til politiske reduktionsmål). Den procedure som blev udviklet under UMIP97 til aggregering af underkategorierne af økotoksicitet og human toksicitet som forberedelse for vægtningen anvendes også her. Først normaliseres underkategorierne påvirkningspotentialer mod deres respektive normaliseringsreferencer. Dernæst udregnes deres gennemsnit, som samlet repræsentant for kategorien.

Principielt burde standard UMIP vægtningsfaktorerne, som er baseret på politiske reduktionsmål, også opdateres med de nye karakteriseringsfaktorer. Dette er endnu ikke gjort og har ikke været en del af det danske LCA Metode og Konsensus Projekt. Det ville være relevant med en opdatering for påvirkningskategorierne forsurening, terrestrisk eutrofiering og fotokemisk ozondannelse. For de øvrige påvirkningskategorier, er den ikke-stedafhængige version af UMIP2003 identisk med UMIP97, og vægtningsfaktorerne er derfor de samme. Det forventes ikke at der er nogen dramatisk forskel, og indtil en opdatering er tilgængelig foreslås det at man anvender de opdaterede UMIP97 vægtningsfaktorer for alle påvirkningskategorierne i stedet for,

### 1.6 EKSEMPEL PÅ BRUGEN AF UMIP2003

Det følgende eksempel tjener til at demonstrere fremgangsmåden for anvendelse af UMIP2003 ikke-stedafhængige og stedafhængige karakteriseringsfaktorer for alle påvirkningskategorier. Eksemplet er konstrueret til illustration af brugen af stedafhængig karakterisering. Eksemplet introduceres her, og karakterisering udføres og illustreres gennem kapitlerne for de individuelle påvirkningskategorier. En sammenligning og diskussion af resultaterne gives i Kapitel 10.

#### **Funktionel enhed og opgørelse**

Under konstruktion af en kontorstol, skal produktudvikleren foretage valg mellem anvendelsen af zink og plastic (polyethylen) som materiale for en støtteklods (et strukturelement) i stolens sæde. Støtteklodsens sprøjtestøbes (20 g plastic) eller kokillestøbes (50 g zink). En livscyklusvurdering udføres til sammenligning af de miljømæssige påvirkninger fra hvert af de to alternativer. Den funktionelle enhed (f.u.) i studiet er et stk. komponent i enten plastic eller zink.

Et uddrag fra produktopgørelsen giver følgende resultater til brug i livscykluspåvirkningsvurderingen:



STOF	PLASTIC DEL EMISSION, G/F.U.	ZINK DEL EMISSION, G/F.U.
<i>EMISSIONER TIL LUFT</i>		
HYDROGENCHLORID	$1,16 \cdot 10^{-3}$	$1,72 \cdot 10^{-3}$
KULMONOXID	0,2526	0,76
AMMONIAK	$3,61 \cdot 10^{-3}$	$7,10 \cdot 10^{-5}$
METHAN	3,926	2,18
VOC, KRAFTVÆRK	$3,95 \cdot 10^{-4}$	$3,70 \cdot 10^{-4}$
VOC, DIESEL MOTORER	$2,35 \cdot 10^{-2}$	$2,70 \cdot 10^{-3}$
VOC, USPECIFICERET	0,89	0,54
SVOVLDIKSID	5,13	13,26
NITROGENOXIDER	3,82	7,215
BLY	$8,03 \cdot 10^{-5}$	$2,60 \cdot 10^{-4}$
CADMIUM	$8,66 \cdot 10^{-6}$	$7,45 \cdot 10^{-5}$
ZINK	$3,78 \cdot 10^{-4}$	$4,58 \cdot 10^{-3}$
<i>EMISSIONER TIL VAND</i>		
NITRAT-N	$5,49 \cdot 10^{-5}$	$4,86 \cdot 10^{-5}$
AMMONIAK-N	$4,45 \cdot 10^{-4}$	$3,04 \cdot 10^{-3}$
ORTHOFOSFAT	$1,40 \cdot 10^{-5}$	0
ZINK	$3,17 \cdot 10^{-5}$	$2,21 \cdot 10^{-3}$

TABEL 1.1.  
 UDDRAG FRA  
 OPGØRELSEN FOR EN  
 STØTTEBLOK  
 FREMSTILLET I  
 PLASTIC ELLER ZINK

Beregningen af ikke-stedafhængige og stedafhængige påvirkninger for opgørelsen i Tabel 1.1 kan findes for hver påvirkningskategori i de respektive kapitler.



## 2. Drivhuseffekt

Baggrundsinformation for dette kapitel kan findes i:

- ▶ Kapitel 1 af “Environmental assessment of Products. Volume 2: Scientific background” af Hauschild og Wenzel (1998a).
- ▶ Kapitel 4 af “Guideline on normalisation and weighting – choice of impact categories and selection of normalisation references” af Stranddorf et al., 2005.

### 2.1 INTRODUKTION

De miljømæssige mekanismer, der ligger til grund for drivhuseffekt, og de klimatiske forandringer der følger med dem, er globale af natur. Dette betyder, at de påvirkninger, der ledsager en emission modelleres på samme måde, uanset hvor på jorden emissionerne finder sted. Det er derfor ikke relevant at inkludere stedlig variation i kilde- og modtagerkarakteristika for denne påvirkningskategori. Karakteriseringsfaktorerne er ikke-stedafhængige af natur og vil være gyldige for UMIP97 (som en opdatering) såvel som for UMIP2003.

Jordens atmosfære absorberer dele af den infrarøde stråling, som udsendes fra jorden mod rummet og bliver derved opvarmet. Denne naturlige drivhuseffekt er med sikkerhed blevet forøget over de seneste få århundreder på grund af menneskers aktivitet og har ført til akkumulation af gasser som CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> og halocarboner i atmosfæren. Det vigtigste menneskeskabte bidrag til drivhuseffekten kan tilskrives afbrændingen af fossile brændsler som kul, olie og naturgas.

De forudsagte konsekvenser af den menneskeskabte drivhuseffekt omfatter højere global gennemsnitstemperaturer, samt forandringer i globale og regionale klimamønstre. Det verdensomspændende netværk af klimaforskere og atmosfærekemikere, IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), følger den seneste udvikling i vores viden om drivhuseffekten og udsender jævnligt statusrapporter. Disse statusrapporter udgør grundlaget for UMIP97 og UMIP2003 metodikkernes vurderingsværktøj for den globale opvarmning.

Slutpunktet er valgt på det sted i miljømekanismen hvor der er en stigning i atmosfærens evne til at absorbere stråling.

## 2.2 KLASSIFICERING

For at et stof kan betragtes som en bidrager til drivhuseffekten, skal det være en gas ved normale temperaturer i atmosfæren og:

- være i stand til at absorbere varmeudstrålingen og være stabil i atmosfæren i perioder fra år til århundreder, eller
- være af fossil oprindelse og konverteres til CO<sub>2</sub> når det nedbrydes i atmosfæren.

Kriterierne, som anvendes i UMIP metodikkerne, til bestemmelse af om et stof bidrager til global opvarmning følger IPCC's anbefaling om at udelukke indirekte bidrag til drivhuseffekten, dvs. bidrag som kan tilskrives en gas, som påvirker den atmosfæriske skæbne af andre drivhusgasser, som allerede er til stede. På ét punkt går UMIP metoden længere end IPCC's anbefalinger, nemlig ved at inkludere det bidrag fra organiske forbindelser og kulmonoxid af petrokemisk oprindelse, som hidrører fra deres nedbrydning (før eller senere) til CO<sub>2</sub> i atmosfæren.

For emissioner af CO<sub>2</sub> er det vigtigt at undersøge om de udgør en nettotilførsel af CO<sub>2</sub> til atmosfæren, eller om de simpelthen repræsenterer en delstrøm i atmosfærens naturlige kulstofcyklus. Hvis kulstof-kilden er fossil (kul, olie, naturgas), betyder konverteringen til CO<sub>2</sub> en nettoforøgelse. I situationer med forbrænding eller nedbrydning af materiale, som ikke hidrører fra fossile kulstofkilder, men f.eks. fra biomasse, vil der normalt ikke være tale om en nettoforøgelse, fordi det pågældende materiale blev dannet i nyere tid ved binding af CO<sub>2</sub> fra atmosfæren og før eller siden, igen bliver brudt ned til CO<sub>2</sub>. (se Hauschild og Wenzel, 1998b, for en mere detaljeret diskussion).

Listen over stoffer, som skønnes at bidrage til global opvarmning er overskuelig og kan betragtes som udtømmende. Det er med andre ord ikke nødvendigt i praksis at kontrollere om et stof opfylder kriterierne ovenfor for at bestemme om det kan betragtes som et stof der bidrager til drivhuseffekten. Det er tilstrækkeligt at konsultere listen over karakteriseringsfaktorer for drivhusgasser i Tabel 2.1.

## 2.3 UMIP2003 OG OPDATEREDE UMIP97 KARAKTERISERINGSFAKTORER

Slutpunktet for denne påvirkningskategori er valgt på det sted i miljømekanismen hvor der sker en stigning i atmosfærens evne til at absorbere stråling, og UMIP2003 og de reviderede UMIP97 karakteriseringsfaktorer tages derfor fra den seneste version af IPCC konsensus rapporten. Disse suppleres med faktorer for hydrocarboner og delvist oxiderede eller halogenerede hydrocarboner af fossil oprindelse, som udregnes ud fra den støkiometrisk bestemte dannelse af CO<sub>2</sub> ved oxidation af stoffet.

Anbefalingen for UMIP97 er stadig at benytte en tidshorisont på 100 år og checke følsomheden i dette valg ved at anvende andre tidshorisonter.

GAS		OPHOLDSTID (ÅR)	GLOBAL WARMING POTENTIAL TIDSHORISONT		
			20 ÅR	100 ÅR	500 ÅR
KULDIOXID	CO <sub>2</sub>		1	1	1
METHAN	CH <sub>4</sub>	12	62	23	7
LATTERGAS	N <sub>2</sub> O	114	275	296	156
KULMONOXID	CO	MÅNEDER	2*	2*	2*
<b>HYDROCARBONER (IKKE METHAN) AF FOSSIL OPRINDELSE</b>					
		DAGE			
	C <sub>x</sub> H <sub>y</sub>	MÅNEDER	3*	3*	3*
<b>DELVIST OXIDEREDE HYDROCARBONER AF FOSSIL OPRINDELSE</b>					
		DAGE			
	C <sub>x</sub> H <sub>y</sub> O <sub>z</sub>	MÅNEDER	2*	2*	2*
<b>DELVIST HALOGENEREDE HYDROCARBONER AF FOSSIL OPRINDELSE (IKKE LISTET NEDENFOR)</b>					
		DAGE			
	C <sub>x</sub> H <sub>y</sub> X <sub>z</sub>	MÅNEDER	1*	1*	1*
<b>CHLOR-FLUOR-CARBONER</b>					
CFC-11	CCl <sub>3</sub> F	45	6300	4600	1600
CFC-12	CCl <sub>2</sub> F <sub>2</sub>	100	10200	10600	5200
CFC-13	CClF <sub>3</sub>	640	10000	14000	16300
CFC-113	CCl <sub>2</sub> FCCLF <sub>2</sub>	85	6100	6000	2700
CFC-114	CClF <sub>2</sub> CCLF <sub>2</sub>	300	7500	9800	8700
CFC-115	CF <sub>3</sub> CCLF <sub>2</sub>	1700	4900	7200	9900
<b>HYDRO-CHLOR-FLUOR-CARBONER</b>					
HCFC-21	CHCl <sub>2</sub> F	2	700	210	65
HCFC-22	CHClF <sub>2</sub>	11.9	4800	1700	540
HCFC-123	CF <sub>3</sub> CHCl <sub>2</sub>	1.4	390	120	36
HCFC-124	CF <sub>3</sub> CHClF	6.1	2000	620	190
HCFC-141B	CH <sub>3</sub> CCl <sub>2</sub> F	9.3	2100	700	220
HCFC-142B	CH <sub>3</sub> CCLF <sub>2</sub>	19	5200	2400	740
HCFC-225CA	CF <sub>3</sub> CF <sub>2</sub> CHCl <sub>2</sub>	2.1	590	180	55
HCFC-225CB	CCLF <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> CHClF	6.2	2000	620	190

TABEL 2.1.  
KARAKTERISERINGS-  
FAKTORER FOR  
DRIVHUSEFFEKT  
(GLOBAL OPVARMNING)  
(I G CO<sub>2</sub>-  
ÆKVIVALENTER/G).  
TAGET FRA ALBRITTON  
OG MEIRA FILHO, 2001  
MED UNDTAGELSE AF DE  
ANGIVNE.

\* Bidrag fra fossil CO<sub>2</sub> dannet ved nedbrydning af stoffet.

GAS	OPHOLDSTID (ÅR)	GLOBAL WARMING POTENTIAL			
		TIDSHORISONT			
		20 ÅR	100 ÅR	500 ÅR	
<b>HYDRO-FLUOR-CARBONER</b>					
HFC-23	CHF <sub>3</sub>	260	9400	12000	10000
HFC-32	CH <sub>2</sub> F <sub>2</sub>	5	1800	550	170
HFC-41	CH <sub>3</sub> F	2.6	330	97	30
HFC-125	CHF <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	29	5900	3400	1100
HFC-134	CHF <sub>2</sub> CHF <sub>2</sub>	9.6	3200	1100	330
HFC-134A	CH <sub>2</sub> FCF <sub>3</sub>	13.8	3300	1300	400
HFC-143	CHF <sub>2</sub> CH <sub>2</sub> F	3.4	1100	330	100
HFC-143A	CF <sub>3</sub> CH <sub>3</sub>	52	5500	4300	1600
HFC-152	CH <sub>2</sub> FCH <sub>2</sub> F	0.5	140	43	13
HFC-152A	CH <sub>3</sub> CHF <sub>2</sub>	1.4	410	120	37
HFC-161	CH <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> F	0.3	40	12	4
HFC-227EA	CF <sub>3</sub> CHFCF <sub>3</sub>	33	5600	3500	1100
HFC-236CB	CH <sub>2</sub> FCF <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	13.2	3300	1300	390
HFC-236EA	CHF <sub>2</sub> CHFCF <sub>3</sub>	10	3600	1200	390
HFC-236FA	CF <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	220	7500	9400	7100
HFC-245CA	CH <sub>2</sub> FCF <sub>2</sub> CHF <sub>2</sub>	5.9	2100	640	200
HFC-245FA	CHF <sub>2</sub> CH <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	7.2	3000	950	300
HFC-365MFC	CF <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> CH <sub>3</sub>	9.9	2600	890	280
HFC-43-10MEE	CF <sub>3</sub> CHFCHFCF <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	15	3700	1500	470
<b>CHLOR-CARBONER</b>					
CH <sub>3</sub> CCl <sub>3</sub>		4.8	450	140	42
CCl <sub>4</sub>		35	2700	1800	580
CHCl <sub>3</sub>		0.51	100	30	9
CH <sub>3</sub> Cl		1.3	55	16	5
CH <sub>2</sub> Cl <sub>2</sub>		0.46	35	10	3
<b>BROM-CARBONER</b>					
CH <sub>3</sub> Br		0.7	16	5	1
CH <sub>2</sub> Br <sub>2</sub>		0.41	5	1	<<1
CHBrF <sub>2</sub>		7	1500	470	150
HALON-1211	CBrClF <sub>2</sub>	11	3600	1300	390
HALON-1301	CBrF <sub>3</sub>	65	7900	6900	2700
<b>IOD-CARBONER</b>					
CF <sub>3</sub> I		0.005	1	1	<<1

GAS	OPHOLDSTID (ÅR)	GLOBAL WARMING POTENTIAL		
		TIDSHORISONT		
		20 ÅR	100 ÅR	500 ÅR
<b>FULDT FLUOREREDE FORBINDELSER</b>				
SF <sub>6</sub>	3200	15100	22200	32400
CF <sub>4</sub>	50000	3900	5700	8900
C <sub>2</sub> F <sub>6</sub>	10000	8000	11900	18000
C <sub>3</sub> F <sub>8</sub>	2600	5900	8600	12400
C <sub>4</sub> F <sub>10</sub>	2600	5900	8600	12400
c-C <sub>4</sub> F <sub>8</sub>	3200	6800	10000	14500
C <sub>5</sub> F <sub>12</sub>	4100	6000	8900	13200
C <sub>6</sub> F <sub>14</sub>	3200	6100	9000	13200
<b>ÆTERE OG HALOGENEREDE ÆTERE</b>				
CH <sub>3</sub> OCH <sub>3</sub>	0.015	1	1	<<1
(CF <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> CFOCH <sub>3</sub>	3.4	1100	330	100
(CF <sub>3</sub> )CH <sub>2</sub> OH	0.5	190	57	18
CF <sub>3</sub> CF <sub>2</sub> CH <sub>2</sub> OH	0.4	140	40	13
(CF <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> CHOH	1.8	640	190	59
HFE-125      CF <sub>3</sub> OCHF <sub>2</sub>	150	12900	14900	9200
HFE-134      CHF <sub>2</sub> OCHF <sub>2</sub>	26.2	10500	6100	2000
HFE-143A      CH <sub>3</sub> OCF <sub>3</sub>	4.4	2500	750	230
HCFE-235DA2      CF <sub>3</sub> CHClOCHF <sub>2</sub>	2.6	1100	340	110
HFE-245CB2      CF <sub>3</sub> CF <sub>2</sub> OCH <sub>3</sub>	4.3	1900	580	180
HFE-245FA2      CF <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> OCHF <sub>2</sub>	4.4	1900	570	180
HFE-254CB2      CHF <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> OCH <sub>3</sub>	0.22	99	30	9
HFE-347MCC3      CF <sub>3</sub> CF <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> OCH <sub>3</sub>	4.5	1600	480	150
HFE-356PCF3      CHF <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> CH <sub>2</sub> OCHF <sub>2</sub>	3.2	1500	430	130
HFE-374PC2      CHF <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> OCH <sub>2</sub> CH <sub>3</sub>	5	1800	540	170
HFE-7100      C <sub>4</sub> F <sub>9</sub> OCH <sub>3</sub>	5	1300	390	120
HFE-7200      C <sub>4</sub> F <sub>9</sub> OC <sub>2</sub> H <sub>5</sub>	0.77	190	55	17
H-GALDEN 1040X      CHF <sub>2</sub> OCF <sub>2</sub> OC <sub>2</sub> F <sub>4</sub> OCHF <sub>2</sub>	6.3	5900	1800	560
HG-10      CHF <sub>2</sub> CHF <sub>2</sub> OCF <sub>2</sub> OCHF <sub>2</sub>	12.1	7500	2700	850
HG-01      CHFOCF <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> CHFOCF <sub>2</sub> OCHF <sub>2</sub>	6.2	4700	1500	450

## 2.4 NORMALISERING

Den opdaterede UMIP97 personækvivalent for drivhuseffekt (global opvarmning) er 8.7 t CO<sub>2</sub>-ækv./person/år som vist i Stranddorf et al., 2005.





# 3. Stratosfærisk ozonnedbrydning

Baggrundsinformation for dette kapitel kan findes i:

- Kapitel 2 i “Environmental assessment of products. Volume 2: Scientific background” af Hauschild og Wenzel (1998a).
- Kapitel 5 i “Guideline in normalisation and weighting – choice of impact categories and selection of normalisation references” af Stranddorf et al., 2005.

## 3.1 INTRODUKTION

De miljømæssige mekanismer, der ligger til grund for stratosfærisk ozonnedbrydning er af global karakter. Dette betyder, at de påvirkninger, der forårsages af en emission, modelleres på samme måde, uanset hvor på jordens overflade, emissionen finder sted. Der har derfor ingen relevans at inkludere stedlig variation i kilde- og modtagerkarakteristika for denne påvirkningskategori. Karakteriseringsfaktorerne er ikke-stedafhængige af natur og vil være gyldige for UMIP97 (som en opdatering) såvel som for UMIP2003.

Det stratosfæriske indhold af ozon forstyrres som en konsekvens af menneskeskabte emissioner af halocarboner dvs. CFCer, HCFCer, haloner og andre gasser der indeholder klor og/ eller brom. Disse stoffer forøger nedbrydelsen af stratosfærisk ozon, og ozonindholdet i stratosfæren er derfor faldende. Siden 1985 har der været en årligt tilbagevendende dramatisk udtynding af ozonlaget, ofte benævnt som ”ozon-hullet”, over Sydpolen. I de seneste få år er ozonnedbrydningen også accelereret over den nordlige halvkugle. Som en konsekvens af udtyndingen af ozonlaget, er intensiteten af sundhedsskadelig, ultraviolet stråling på jordens overflade steget over dele af de sydlige og nordlige halvkugler. Dette kan have farlige konsekvenser i form af øget hyppighed af hudkræft hos mennesker samt skader på de planter, som er de primære producenter og derfor grundlaget for de polare økosystemer.

Selvom brugen af de væsentligste gasser der bidrager til den stratosfæriske ozonnedbrydning næsten er afviklet, forventes stratosfærens tilstand ikke at blive normaliseret førend anden halvdel af dette århundrede.

## 3.2 KLASSIFICERING

For at et stof kan betragtes som bidragende til den stratosfæriske ozonnedbrydning skal det:

- være en gas ved normale atmosfæriske temperaturer
- indeholde klor eller brom
- være stabil i atmosfæren med en opholdstid på mellem få år og århundreder, så den kan blive transporteret op i stratosfæren.

De menneskeskabte stoffer, som bidrager til den stratosfæriske nedbrydning af ozon, er simple gasformige organiske forbindelser med et betragteligt indhold af klor, brom eller eventuelt fluor. De vigtigste grupper af ozonnedbrydende stoffer er CFC'erne, HCFC'erne, halonerne og methylbromid. I modsætning hertil, er HFC'erne en gruppe halocarboner, der hverken indeholder klor eller brom, og som derfor ikke betragtes som bidragende til den stratosfæriske nedbrydelse af ozon.

Som det også gælder for drivhusgasserne, er listen over forbindelser, der vurderes til at bidrage til den stratosfæriske ozonlagsnedbrydning, overkommelig og kan betragtes som udtømmende. I praksis er det derfor ikke nødvendigt, at kontrollere et stof i henhold til de ovenstående kriterier, for at bestemme om det bidrager til ozonfjernelse. Det er tilstrækkeligt at konsultere listen over karakteriseringsfaktorer for ozonnedbrydende gasser i Tabel 3.1.

### 3.3 UMIP2003 OG OPDATEREDE UMIP97 KARAKTERISERINGSFAKTORER

Slutpunktet for denne påvirkningskategori er valgt tidligt i den miljømæssige mekanisme, hvor ozonindholdet i stratosfæren forstyrres, og UMIP2003 og de reviderede UMIP97 karakteriseringsfaktorer er derfor taget fra anbefalinger i den seneste version af WMO statusrapporten. Anbefalingen for UMIP97 er stadig at anvende en uendelig tidshorisont, men at kontrollere vigtigheden såfremt en kort tidshorisont (5 eller 20 år) anvendes (karakteriseringsfaktorer for kortere tidshorisonter findes i Wenzel et al., 1997)

STOF	FORMEL	OPHOLDSTID, ÅR	TOTAL ODP G CFC-11 ÆKV/G	ODP INTERVAL G CFC-11 ÆKV/G
CFC-11	CFCL <sub>3</sub>	45	1	-
CFC-12	CF <sub>2</sub> CL <sub>2</sub>	100	1	0.82-0.9
CFC-113	CF <sub>2</sub> CLCFCL <sub>2</sub>	85	1	0.9
CFC-114	CF <sub>2</sub> CLCF <sub>2</sub> CL	300	0.94	0.85-1.0
CFC-115	CF <sub>2</sub> CLCF <sub>3</sub>	1,700	0.44	0.40-0.44
TETRACHLORMETHAN	CCl <sub>4</sub>	26	0.73	0.73-1.20
HCFC-22	CHF <sub>2</sub> CL	12	0.05	0.034-0.05
HCFC-123	CF <sub>3</sub> CHCL <sub>2</sub>	1.3	0.02	0.012-0.02
HCFC-124	CF <sub>3</sub> CHFCL	5.8	0.02	0.02-0.026
HCFC-141B	CFCL <sub>2</sub> CH <sub>3</sub>	9.3	0.12	0.037-0.12
HCFC-142B	CF <sub>2</sub> CLCH <sub>3</sub>	17.9	0.07	0.014-0.07
HCFC-225CA	C <sub>3</sub> F <sub>5</sub> HCL <sub>2</sub>	1.9	0.02	0.017-0.025
HCFC-225CB	C <sub>3</sub> F <sub>5</sub> HCL <sub>2</sub>	5.8	0.03	0.017-0.03
1,1,1-TRICHOLORETHAN	CH <sub>3</sub> CCl <sub>3</sub>	5	0.12	0.11-0.15
METHYLCHLORID	CH <sub>3</sub> CL	1.3	0.02	-
HALON 1301	CF <sub>3</sub> BR	65	12	12-13
HALON 1211	CF <sub>2</sub> CLBR	16	6	5-6
HALON 1202	CF <sub>2</sub> BR <sub>2</sub>	2.9	1.3	-
HALON 2402	CF <sub>2</sub> BRCF <sub>2</sub> BR	20	<8.6	-
METHYLBROMID	CH <sub>3</sub> BR	0.7	0.38	0.37-0.38

TABEL 3.1.  
KARAKTERISERINGS-  
FAKTORER AF  
STRATOSFÆRISK  
OZONNEDBRYDNING  
(I G CFC-11-  
ÆKVIVALENTER/G).  
TAGET FRA MONTZKA,  
FRAZER ET AL., 2002  
MED ET INTERVAL DER  
REPRÆSENTERER  
SPREDNINGEN AF  
RAPPORTEREDE  
RESULTATER FRA  
MODELLER OG DELVIST  
EMPIRISKE RESULTATER.

### 3.4 NORMALISERING

Den opdaterede UMIP97 person ækvivalent for stratosfærisk ozonlagsnedbrydning er **0.103 kg CFC-11-ækv./person/år** ifølge Stranddorf et al., 2005.



# 4. Forsuring

Baggrundsinformation til dette kapitel kan findes i:

Kapitel 4 i "Environmental assessment of products. Volume 2: Scientific background" af Hauschild and Wenzel (1998a).

Kapitel 3 i "Background for spatial differentiation in life-cycle impact assessment – EDIP 2003 methodology" af Potting og Hauschild (2005).

## 4.1 INTRODUKTION

Udledninger af nitrogen ( $\text{NO}_x$  og  $\text{NH}_3$ ) og svovl ( $\text{SO}_2$ ) til luft står i de fleste lande for mere end 95% af de samlede forsurende emissioner. På nationalt niveau består forsurende emissioner således hovedsageligt af nitrogen og svovl. I kortlægningen af livscyklus for et specifikt produkt, kan det imidlertid godt være andre stoffer, som dominerer den samlede masse af forsurende emissioner

Forsurende stoffer vil normalt spredes og omdannes før de afsættes i terrestriske eller akvatiske systemer. Størrelsen af det område, hvor de afsættes, afhænger af stoffets karakteristika og på regionale atmosfæriske forhold. De væsentligste forsurende stoffer transporteres flere hundrede til tusinder af kilometer. Afsætningen af forsurende stoffer kan føre til en øget aciditet (dvs. et fald i pH) i vand- eller jordmatricen. Dette fænomen opstår når syrens basiske kation forlader systemet mens hydrogen-ionen bliver tilbage. Udvaskningen reduceres primært via de følgende processer; naturlig forvitring af mineraler, nitrifikation, nitrogen-fiksering i biomasse og fiksering eller udfældning af forbindelser, f.eks. fosfor-forbindelser, i jordmatricen.

En øget aciditet i for eksempel terrestriske systemer medfører øget forvitring af (essentielle) mineraler. Forvitringen af mineraler kan i en vis udstrækning neutralisere de afsatte forsurende stoffer, selvom det også vil medføre en ubalance i i mediets (jorden eller vandet) næringssammensætning. Når pH falder til et vist kritisk niveau frigives giftigt aluminium i skadelige mængder. Aluminium påvirker rodhårene og dermed også vegetationens optagelse af næring og vand. Den heraf følgende dårligere sundhedstilstand reducerer træers og anden vegetations evne til at klare stress. Aluminium-ioner er også toksiske overfor akvatiske organismer i ferskvand.

## 4.2 KLASSIFICERING

Et stof klassificeres som bidragende til forsuring, hvis det forårsager en frigivelse af hydrogen-ioner i miljøet og hvis den basiske anion, som følger hydrogen-ionen, udvaskes fra systemet.

Antallet af stoffer, som bidrager til forsuring er ikke stort, og Tabel 4.1 indeholder i praksis alle de relevante stoffer. Bemærk, at emissioner af organiske syrer ikke vurderes at bidrage til forsuring, fordi den basiske anion generelt nedbrydes fremfor at blive udvasket.

#### 4.3 UMIP97 KARAKTERISERINGSFAKTORER

Normalt baseres karakteriseringsfaktorer på stoffernes potentiale for at frigive hydrogen-ioner (dvs. den teoretisk maksimale forsurening). Stoffets potentiale for at frigive hydrogen-ioner udtrykkes som den ækvivalente emission af svovl (SO<sub>2</sub>). Et mol oxideret svovl kan danne to mol hydrogen-ioner. UMIP97-faktorerne findes i Tabel 23.5 i Wenzel et al. (1997).

Der er flere problemer med karakteriseringsfaktorer, som baseres på stoffets potentiale for at frigive hydrogen-ioner. Disse faktorer tager ikke hensyn til at:

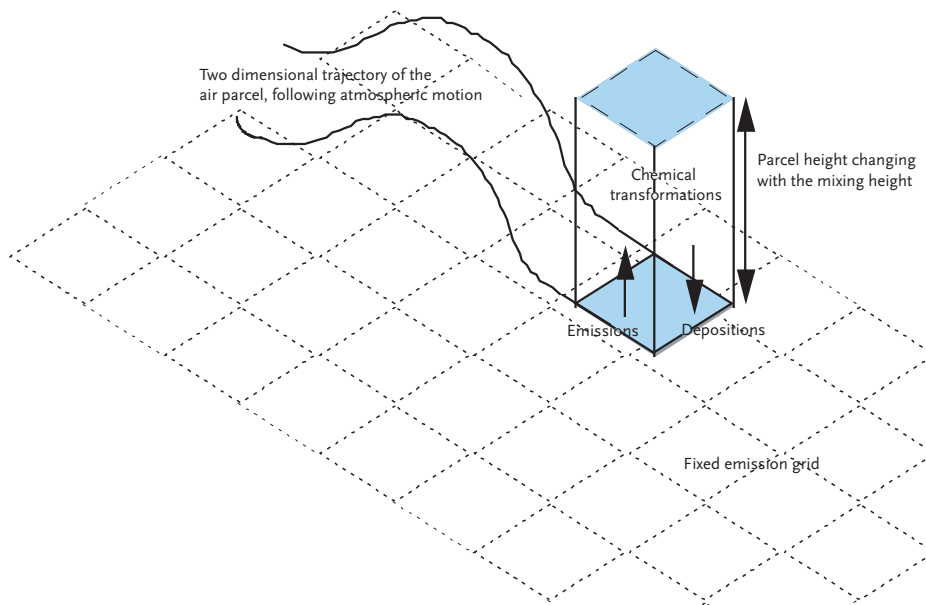
- ▶ Det geografiske område hvor en udledning foregår, og de regionale meteorologiske forhold i dette område, er bestemmende for emissionens afsætningsmønster. De forsurende emissioner fra enhver proces i et produkts livscyklus afsættes over et stort område, indeholdende mange økosystemer. Så mens geografisk tætliggende kilder har stærkt overlappende afsætningsområder, er dette ikke tilfældet for kilder, som ligger flere hundrede kilometer fra hinanden.
- ▶ På den anden side, afhænger graden i hvilken der allerede afsættes forsurende stoffer i et økosystem af dets placering i forhold til stærkt industrialiserede og beboede områder. De fleste økosystemer påvirkes med forsurende stoffer fra mange kilder, hvilket betyder, at bidraget fra den enkelte kilde normalt er meget lille i forhold til den samlede afsætning.
- ▶ Økosystemer har forskellig naturlig kapacitet til at undgå udvaskning af basiske kationer og/eller til at neutralisere aciditet ved nedbrydning af mineraler, og den afsætning af forsurende stoffer, der allerede finder sted på grund af baggrundsbelastningen af et økosystem, er bestemmende for, hvor meget af kapaciteten, der er brugt og i hvilket omfang yderligere afsætning er skadelig.

Dette resulterer i, at det normalt ikke er et forsurende stofs teoretisk maksimale kapacitet til at frigive hydrogen ioner, der bestemmer forsureningens størrelse. Især nitrogens forsurende miljøpåvirkning overvurderes i sammenligning med svovl, når hydrogenfrigivelses potentialet anvendes som indikator for påvirkningskategorien, og den endelige forsurende påvirkning afhænger af det geografiske sted, hvor emissionen udledes.

#### 4.4 UMIP 2003 KARAKTERISERINGSFAKTORER

I ovenstående afsnit blev der præsenteret argumenter for, hvorfor hydrogenfrigivelsespotentialiet ikke særlig godt beskriver den forsurende påvirkning af en emission. I UMIP2003 anvendes RAINS modellen<sup>1</sup> til at beregne forsureningsfaktorer, som inkluderer løsninger på de fleste af de ovenfor identificerede problemer. Der er etableret ikke-stedafhængige (se Tabel 4.1) såvel som stedafhængige faktorer for 44 europæiske lande eller regioner (se Anneks 4.1 til dette kapitel). Forureningsfaktorerne tager hensyn til, at den forsurende påvirkning i de områder emissionen afsættes i, bestemt ud fra det område emissionen udledes i.

RAINS-modellen (version 7.2) inddeler (jord/vand)-overfladen i et net med kvadrater (150 km's opløsning) og estimerer den spredning og afsætning af nitrogen- og svovl-forbindelser på hver af disse kvadrater som resulterer fra emissioner fra 44 lande eller regioner i Europa. Nettet består af 612 kvadrater og dækker alle 44 europæiske regioner, inklusive den europæiske del af det tidligere Sovjetunionen. Den samlede afsætning på et kvadrat beregnes ved at summere bidragene fra alle regionerne med baggrundsbidraget for kvadratet selv. Estimerne over spredning og afsætning udarbejdes med kilde-receptor matricer baseret på EMEP-modellen – en Lagrangian or trajectory model. I denne model følges et luftvolumens horisontale bevægelse gennem atmosfæren i 96 timer før den ankommer til et specificeret kvadrat.



FIGUR 4.1  
DE TODIMENSIONELLE  
BANER DER BESKRIVER  
DEN ATMOSFÆRISKE  
BEVÆGELSE AF ET  
LUFTVOLUMEN  
(ALCAMO ET AL. 1990).

<sup>1</sup> RAINS er en integreret vurderingsmodel, som kombinerer information om nationale emissionsniveauer med information om atmosfærisk transport over store afstande med henblik på at estimere mønstre for deposition og at estimere koncentrationer til sammenligning med kritiske belastninger og tærskelværdier for forurening, terrestrisk eutrofiering via luft samt troposfærisk ozondannelse.

Jordens kapacitet til at kompensere for afsætning af syrer beskrives ved den kritiske syre belastning. For hver enkelt kvadrat i RAINS nettet er der estimeret funktioner for den kritiske belastning ved forsurening af skovjord, hede, græs jord (eng/mark), tørvejord (tørvemoser) og ferskvand. Desuden er der beregnet kumulative distributionskurver for sårbarheden af alle økosystemer i hvert kvadrat (for nogle kvadrater er der registreret over 30.000 økosystemer).

RAINS-modellen beregner den stedafhængige karakteriseringsfaktor for et land ved at se på effekten af en fastsat, men marginal emission af stoffet fra dette land (f.eks. 1 ton NO<sub>x</sub>) i tillæg til den samlede aktuelle emission fra alle lande. Påvirkningen fra den resulterende forøgede afsætning er det yderligere areal af økosystem, som bliver eksponeret over sin kritiske forsurende belastning. For hvert kvadrat beregnes dette ud fra den kumulative fordelingskurve over ubeskyttede økosystemer i kvadraterne. Påvirkningerne af alle kvadraterne i afsætningsområdet adderes og udtrykkes som det totale areal af økosystemer, som bliver ubeskyttede, dvs. overskrider deres kritiske belastning, på grund af emissionen.

En mere detaljeret beskrivelse af RAINS modellen og af anvendelsen af den til beregning af stedafhængige karakteriseringsfaktorer kan ses i Potting og Hauschild, 2005.

Anvendelsen af UMIP2003s ikke-stedafhængige forsureningsfaktorer er i grunden ikke forskellig fra UMIP97 faktorerne, der heller ikke er stedafhængige (se næste afsnit).

Anvendelsen af de stedafhængige forsureningsfaktorer er også ligetil (se Afsnit 4.6). Typiske kortlægninger af livscyklus indeholder allerede de yderligere data som er nødvendige til stedafhængig karakterisering, nemlig oplysninger om i hvilken geografisk region emissionen finder sted.

Anvendelsen af stedafhængige karakteriseringsfaktorer for forsurening øger opløsningen med en faktor tusinde mellem højest og laveste score mens usikkerhederne i stort omfang udlignes i forsureningsfaktorerne på grund af de store arealer af økosystemer de dækker.

Afhængigheden af recipientens tilstand og baggrundsbelastning betyder, at potentialet for forsurening må forventes at variere med det samlede emissionsniveau og dermed også i tid. For at tillade vurdering af denne variation er karakteriseringsfaktorerne også beregnet for år 2010 som vist i Anneks 4.1. Standard karakteriseringsfaktorerne for UMIP2003 er beregnet på baggrund af emissionerne i 1990, men faktorerne for 2010 tillader en tidsmæssig differentiering for de emissioner i produktsystemet som vil finde sted i fremtiden (f.eks. fra de sene stadier af brugsfasen for langtivede produkter eller fra bortskaffelsesfasen). Sammenlignet med den stedligt



bestemte variation mellem lande, er den tidsmæssige variation indenfor lande, bestemt på denne måde, mindre betydende.

#### *Hvad udtrykker påvirkningerne*

De stedafhængige såvel som de ikke-stedafhængige UMIP2003 forsuringspotentialer af en emission fra en funktionel enhed udtrykkes som det areal af et økosystem indenfor det fulde afsætningsareal som bringes til at overskride den kritiske belastning af forsurelse som konsekvens af emissionen fra den undersøgte funktionelle enhed (Areal af ubeskyttet økosystem = m<sup>2</sup> UES/f.u.).

Til sammenligning udtrykkes forsuringspotentialet i UMIP97 som SO<sub>2</sub>-ækvivalenter, dvs. som den emission af SO<sub>2</sub>, der vil medføre den samme potentielle frigivelse af protoner i miljøet (g SO<sub>2</sub>-ækv/f.u.).

#### 4.5 IKKE-STEDAFHÆNGIG KARAKTERISERING

De ikke-stedafhængige forsuringsfaktorer er udarbejdet som den europæiske middelværdi af de 15 EU-lande i EU15 plus Schweiz og Norge, vægtet i forhold til de nationale emissioner i Tabel 4.1.

Den ikke-stedafhængige forsuringspåvirkning fra et produkt kan beregnes fra den følgende ligning:

$$sg - EP(ac) = \sum_s (sg - CF(ac)_s \cdot E_s) \quad (4.1)$$

Hvor:

sg-EP(ac)	=	Den ikke-stedafhængige forsuringspåvirkning, eller areal af økosystem som bliver ubeskyttet som resultat af emissionen fra produktsystemet (i 0.01 m <sup>2</sup> /f.u.).
sg-CF(ac) <sub>s</sub>	=	Den ikke-stedafhængige karakteriseringsfaktor for forsurelse fra Tabel 4.1. Denne faktor relaterer den akkumulerede emission af stof (s) til forsuringspåvirkningen på det ikke-stedafhængige afsætningsområde (i 0.01 m <sup>2</sup> /g).
E <sub>s</sub>	=	Emissionen af stof (s) (i g/f.u.).

Den stedligt bestemte variation, som potentielt skjules i den ikke-stedafhængige forsuringspåvirkning, kan estimeres ud fra standardafvigelse i Tabel 4.1 for hvert enkelt stof.

TABEL 4.1:  
KARAKTERISERINGSFAK  
TORER FOR IKKE-  
STEDAFHÆNGIG, OG  
FOR STEDAFHÆNGIG  
KARAKTERISERING (I  
0.01 M2 UBESKYTTET  
ØKOSYSTEM/G)

IKKE-STEDAFHÆNGIG KARAKTERISERING			STEDAFHÆNGIG KARAKTERISERING
	SG-CF(AC) <sub>S</sub>		(DE STEDAFHÆNGIGE FAKTORER FINDES I ANNEKS 4.1)
STOF	FAKTOR	STANDARD AFVIGELSE	SD-CF(AC) <sub>i,s</sub>
SO <sub>2</sub>	1,77	(2,29)	SD-CF(AC) <sub>i</sub> (SO <sub>2</sub> )
SO <sub>3</sub>	1,41	(1,83)	0,80·SD-CF(AC) <sub>i</sub> (SO <sub>2</sub> )
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,15	(1,49)	0,65·SD-CF(AC) <sub>i</sub> (SO <sub>2</sub> )
H <sub>2</sub> S	3,32	(4,29)	1,88·SD-CF(AC) <sub>i</sub> (SO <sub>2</sub> )
NO <sub>2</sub>	0,86	(0,72)	SD-CF(AC) <sub>i</sub> (NO <sub>2</sub> )
NO <sub>x</sub>	0,86	(0,72)	SD-CF(AC) <sub>i</sub> (NO <sub>2</sub> )
NO	1,31	(1,11)	1,53·SD-CF(AC) <sub>i</sub> (NO <sub>2</sub> )
HNO <sub>3</sub>	0,63	(0,53)	0,73·SD-CF(AC) <sub>i</sub> (NO <sub>2</sub> )
NH <sub>3</sub>	2,31	(3,04)	SD-CF(AC) <sub>i</sub> (NH <sub>3</sub> )
HCl	6,20	(9,53)	(**) 100·SD-CF(AC) <sub>i</sub> (H <sup>+</sup> )/36,46
HF	11,30	(17,36)	(**) 100·SD-CF(AC) <sub>i</sub> (H <sup>+</sup> )/20,01
H <sub>3</sub> PO <sub>4</sub> *	-	-	-

\*Fosfat vil normalt bindes i jordmatricen og fosforsyre vil derfor ikke bidrage til forsurening

\*\*Enheden for sd- CF(ac)<sub>i</sub>(H<sup>+</sup>) i Anneks 4.1 er m<sup>2</sup>/g, hvorimod enheden for denne faktor for andre stoffer er 0.01 m<sup>2</sup>/g.

#### 4.6 STEDAFHÆNGIG KARAKTERISERING

Forsuringspåvirkningen fra et produktsystem er ofte bestemt af en eller få processer. I de anvendelser af LCA, hvor det ønskes at lave en stedafhængig vurdering kan man derfor, for at undgå unødvendigt arbejde, starte med at beregne den ikke-stedafhængige forsuringspåvirkning som beskrevet i foregående afsnit. Den ikke-stedafhængige forsuringspåvirkning kan derefter anvendes til at bestemme hvilke processer, der dominerer forsuringspåvirkningen (trin 1) og derefter at justere den ikke-stedafhængige forsuringspåvirkning for disse processer med de relevante stedafhængige forsuringsfaktorer (trin 2 og 3). Denne procedure kan ses som en følsomhedsanalyse-baseret reduktion af de usikkerheder i den ikke-stedafhængige påvirkning, som skyldes at der ikke foretages en stedafhængig karakterisering.

##### *Trin 1*

Den ikke-stedafhængige forsuringspåvirkning, beregnet som beskrevet i det foregående afsnit, opdeles i bidragene fra de enkelte processer. Disse bidrag rangordnes efter størrelse og processen med de største forsuringbidrag udvælges.

### Trin 2

Bidragene fra den proces, som blev udvalgt i trin 1 trækkes fra den beregnede ikke-stedafhængige forsuringspåvirkning. Derefter beregnes den stedafhængige påvirkning for emissionerne fra denne proces med de relevante stedafhængige karakteriseringsfaktorer i Anneks 4.1.

$$sd - EP(ac)_p = \sum_s (sd - CF(ac)_{s,i} \cdot E_{s,p}) \quad (4.2)$$

Hvor:

$sd - EP(ac)_p$  = Den stedafhængige forsuringspåvirkning, eller areal af økosystem som bliver ubeskyttet som resultat af emissionen fra den udvalgte proces (p) (i m<sup>2</sup>/f.u.).

$sd - CF(ac)_{s,i}$  = Den stedafhængige karakteriseringsfaktor for forsurening fra Anneks 4.1 (default 1990 faktorer), som relaterer emissionen af stoffet (s) i land eller region (i), hvor den udvalgte proces (p) finder sted, til stoffets forsuringspåvirkning på afsætningsarealet (i m<sup>2</sup>/g). Emissioner fra ubestemte regioner eller fra ikke-europæiske regioner kan som en første tilgang repræsenteres af ikke-stedafhængige faktorer for stoffet.

$E_{s,p}$  = Emissionen af stoffet (s) fra den udvalgte proces (p) (i g/f.u.).

Hvilken faktor, som skal anvendes, er bestemt af det geografiske område, hvor emissionen finder sted. Påvirkningen af emissioner fra ukendte men sandsynligvis europæiske regioner bør beregnes med ikke-stedafhængige karakteriseringsfaktorer. Informationen om den stedlige variation i disse faktorer (se Tabel 4.1) bør tages i betragtning i det næste trin. Som en første tilgang kan også emissionerne fra ikke-europæiske regioner beregnes med de ikke-stedafhængige faktorer fra Tabel 4.1. Standardafvigelserne i Tabel 4.1 giver et interval for den potentielle stedlige variation ved anvendelse af den ikke-stedafhængige faktor indenfor Europa. Med den variation i emissioner og følsomheder som findes indenfor Europa, antages det, at den ikke-stedafhængige faktor også vil ligge indenfor dette interval for de fleste andre regioner i verden. I fortolkningen kan der anvendes ekspertskøn til at vurdere om faktoren for emissioner fra processer i ikke-europæiske regioner ligger i den høje eller i den lave ende af intervallet.

### Trin 3

De stedafhængige bidrag fra processen der valgtes i trin 1 adderes til det justerede ikke-stedafhængige bidrag fra trin 2. Trin 2 gentages indtil det stedafhængige bidrag fra de udvalgte processer er så stort, at den resterende stedlige variation i foruringscoren ikke længere kan ændre undersøgelsens konklusion (f.eks. når den stedafhængige del er større end 95% af den totale score).

#### 4.7 NORMALISERING

UMIP2003 personækvivalenten for forsurening er  $2,2 \cdot 10^3 \text{ m}^2/\text{person}/\text{år}$ .

I overensstemmelse med UMIP97 metodegrundlaget er normaliseringsreferencen for forsurening baseret på de aktuelle emissionsniveauer i 1990 (se Hauschild and Wenzel 1998d og Stranddorf et al., 2005). Når UMIP2003 karakteriseringsfaktorerne for forsurening anvendes på disse emissionsniveauer fås et total areal af ubeskyttet økosystem i Europa på  $82 \cdot 10^6 \text{ ha}$  eller  $82 \cdot 10^{10} \text{ m}^2$ . Personækvivalenten beregnes som den gennemsnitlige europæiske påvirkning per person, under antagelse af en samlet europæisk befolkning på  $3,70 \cdot 10^8$  personer.

#### 4.8 FORTOLKNING

UMIP2003 forsuringspåvirkningspotentialerne er forbedret på to områder i forhold til påvirkningspotentialer beregnet med UMIP97 karakteriseringsfaktorer; den miljømæssige relevans er øget, og der kan tages hensyn til stedlige variationer i recipientens følsomhed.

##### *Miljømæssig relevans*

Den miljømæssige relevans øges fordi den underliggende model inddrager såvel eksponeringen af følsomme dele af miljøet som variationen i disse økosystemers følsomhed. Modellen omfatter nu det meste af årsagskæden frem til beskyttelsesområdet: Sundhed af økosystemer. Dette er særligt vigtigt, fordi det øger overensstemmelsen med vægtningsfaktorer, som baseres på den miljømæssige relevans. Standardvægtningsfaktorerne for forsurening er i UMIP baseret på politiske reduktionsmål. Disse mål har også delvis til hensigt at beskytte økosystemers sundhed. I sammenligning omfatter UMIP97 karakteriseringsfaktorerne kun potentialet for frigivelse af protoner.

Da UMIP97-påvirkningerne er defineret så tidligt i årsagskæden, udelukker de i princippet ikke nogen skader forårsaget af protoner, f.eks. skader på menneskeskabte materialer. I UMIP2003 karakteriseringsfaktorerne er skader på naturlige økosystemer valgt som det mest følsomme slutpunkt (og det slutpunkt, som nuværende regulering fokuserer på), og skader på menneskeskabte materialer medtages derfor ikke specifikt i disse faktorer (selvom de vil være delvist repræsenteret). Hvis det skulle være et ønske specifikt at beregne forsuringsskader på menneskeskabte materialer må de beregnes separat f.eks. ved anvendelse af UMIP97 faktorer.

##### *Stedlig variation*

Den stedlige variation i følsomhed over for forsurening skyldes mest forskelle i baggrundseksponering af økosystemer og i deres naturlige robusthed over for forsurende påvirkninger. Mellem europæiske regioner er der en variation i følsomheden på en faktor  $10^3$  mellem de mindst og de mest følsomme

emissionslande, udtrykt på nationalt niveau. Denne variation skjules når UMIP 97 faktorerne eller tilsvarende ikke-stedafhængige faktorer anvendes til karakterisering.

#### 4.9 EKSEMPEL

Karakteriseringen udføres ved anvendelse af UMIP2003 faktorer på den kortlægning af livscyklus som blev præsenteret i Afsnit 1.6.

##### *Ikke-stedafhængig karakterisering*

Som beskrevet i Afsnit 4.5 udregnes først de ikke-stedafhængige påvirkninger. Tabel 4.2 viser de forsureningspåvirkninger, som er bestemt ved anvendelse af de ikke-stedafhængige faktorer i Tabel 4.1.

STOF	EMISSION	EMISSION	IKKE-STEDAFH.		IKKE-STEDAFH.		IKKE-STEDAFH.	
	TIL LUFT FRA PLASTIC DEL	TIL LUFT FRA ZINK DEL	KARAKTERISERINGSFAKTORER, TABEL 4.1		FORSURING FOR PLASTIC DEL		FORSURING FOR ZINK DEL	
	G/F.U.	G/F.U.	MIDDEL	STD.AFV.	MIDDEL	STD.AFV.	MIDDEL	STD.AFV.
HYDROGEN-CHLORID	0,001163	0,00172	6,2	9,5	0,0072	0,011	0,011	0,016
CARBON-MONOXID	0,2526	0,76						
AMMONIAK	0,003605	0,000071	2,31	3,04	0,0083	0,011	0,00016	0,00022
METHAN	3,926	2,18						
VOC, KRAFTVÆRK	0,0003954	0,00037						
VOC, DIESEL MOTORER	0,02352	0,0027						
VOC, USPECIFICERET	0,89	0,54						
SVOULDIOXID	5,13	13,26	1,77	2,29	9,1	11,7	23,5	30,4
NITROGEN-OXIDER	3,82	7,215	0,86	0,72	3,3	2,8	6,2	5,2
BLY	$8,03 \cdot 10^{-5}$	0,000260						
CADMIUM	$8,66 \cdot 10^{-6}$	$7,45 \cdot 10^{-5}$						
ZINK	0,000378	0,00458						
<b>TOTAL</b>					<b>12,4</b>	<b>14,5</b>	<b>29,7</b>	<b>35,6</b>

TABEL 4.2  
IKKE-STEDAFHÆNGIGE FORSURINGSPÅVIRKNINGER FOR EN STØTTEKLODS LAVET AF PLASTIC ELLER ZINK. UDTRYKT SOM AREALET AF UBESKYTTET ØKOSYSTEM (UES) PER FUNKTIONEL ENHED.

Når ikke-stedafhængige faktorer anvendes ses det, at zink støtteklodsens forårsager den største forsureningspåvirkning. Den potentielle stedlige variation er imidlertid så stor (som det fremgår af den stedligt bestemte standardafvigelse), at konklusionen er meget usikker. Med henblik på at reducere den stedligt bestemte usikkerhed og styrke konklusionen, udføres derfor en stedafhængig karakterisering for de processer, som bidrager mest til den ikke-stedafhængige forsureningspåvirkning.

### Stedafhængig karakterisering

Som det ses i Tabel 4.2, stammer de dominerende bidrag til den ikke-stedafhængige forsuringspåvirkning fra emissioner af SO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub>. For zinkkomponenten kan de væsentligste kilder til begge stoffer identificeres som henholdsvis produktionen af zink fra malm som finder sted i Bulgarien, støbning af komponenten som finder sted i Jugoslavien samt den del af transporten som foregår med lastbil gennem Tyskland (data er ikke vist). For plastic komponenten er de væsentligste kilder til både SO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub> henholdsvis produktionen af plastic polymer i Italien, sprøjttestøbningen af støtteklodsen i Danmark samt transporten af komponenten med lastbil, hovedsagelig gennem Tyskland (data ikke vist). Emissionerne fra disse processer bidrager med mellem 91 og 99% af den samlede ikke-stedafhængige påvirkning i Tabel 4.2 (data ikke vist).

I beregningen af den stedafhængige påvirkning fra disse nøgleprocesser anvendes de relevante faktorer fra Anneks 4.1. Resultaterne er vist i Tabel 4.3.

**TABEL 4.3**  
STEDAFHÆNGIG  
FORSURINGS-  
PÅVIRKNING FOR  
NØGLEPROCESSER FRA  
BEGGE  
PRODUKTSYSTEMER.

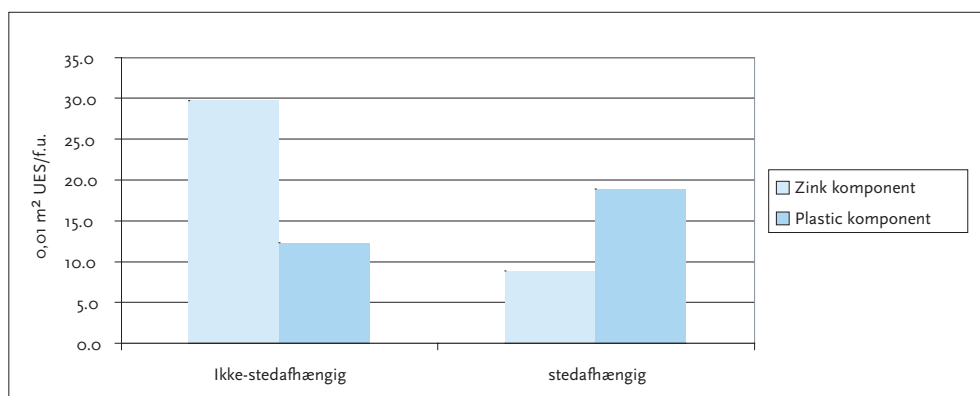
<b>ZINK DEL</b>	EMISSION	KARAKTERISERINGS- FAKTOR, ANNEKS 4.1	PÅVIRKNING
	G/F.U.	0,01 M <sup>2</sup> UES/G	0,01 M <sup>2</sup> UES/F.U
<b>SO<sub>2</sub> EMISSIONER</b>			
ZINK PRODUKTION, BULGARIEN	9,16	0,07	0,64
ZINK STØBNING, JUGOSLAVIEN	2,71	0,24	0,65
TRANSPORT, PRIMÆRT TYSKLAND	1,18	2,17	2,6
<b>NO<sub>x</sub> EMISSIONER</b>			
ZINK PRODUKTION, BULGARIEN	0,97	0,02	0,019
ZINK STØBNING, JUGOSLAVIEN	1,65	0,04	0,066
TRANSPORT, PRIMÆRT TYSKLAND	4,56	0,9	4,1
<b>TOTAL, ZINK DEL</b>			<b>8,0</b>
<b>PLASTIC DEL</b>	EMISSION	KARAKTERISERINGS- FAKTOR, ANNEKS 4.1	PÅVIRKNING
	G/F.U.	0,01 M <sup>2</sup> UES/G	0,01 M <sup>2</sup> UES/F.U
<b>SO<sub>2</sub> EMISSIONER</b>			
PLASTIC PRODUKTION, ITALIEN	2,43	0,56	1,4
SPRØJTTESTØBNING, DANMARK	2,11	5,56	11,7
TRANSPORT, PRIMÆRT TYSKLAND	0,45	2,17	0,98
<b>NO<sub>x</sub> EMISSIONER</b>			
PLASTIC PRODUKTION, ITALIEN	0,63	0,14	0,09
SPRØJTTESTØBNING, DANMARK	0,48	2,02	0,97
TRANSPORT, PRIMÆRT TYSKLAND	1,74	0,9	1,6
<b>TOTAL, PLASTIC DEL</b>			<b>16,7</b>

Den ikke-stedafhængige påvirkning fra nøgleprocesser trækkes fra de originale ikke-stedafhængige påvirkninger i Tabel 4.2, og den stedafhængige påvirkning fra nøgleprocesserne som er beregnet i Tabel 4.3 lægges til. De således rettede forsureningspåvirkninger kan ses i Tabel 4.4 og forskellen til de oprindelige ikke-stedafhængige påvirkninger i Tabel 4.2 er vist i Figur 4.2.

FORSURING	
0,01 m <sup>2</sup> UES/F.U	
ZINK DEL	8,8
PLASTIC DEL	18,9

Omkring 95% af denne påvirkning beregnes ved anvendelse af stedafhængige karakteriseringsfaktorer for både den zink-baserede og den plastic-baserede komponent. Selvom der blev lavet stedafhængig karakterisering for alle de resterende processer i produktsystemet, er deres andele i totalen og i standardafvigelsen så beskedne, at resultaterne ikke kan ændres betydeligt. Det stedligt betingede potentiale for variation af påvirkningen er stort set fjernet.

Som det kan ses i Figur 4.2 betyder inkludering af sted-differentiering, hvor der tages hensyn til hvilket land emissionerne foregår i, at dominansen mellem de to systemer vendes rundt. Når den største del af den stedlige variation i spredningsmønstre og følsomheder af de eksponerede miljøer fjernes bliver forsureningspåvirkningen fra plastic-komponenten større end forsureningspåvirkningen fra zinkkomponenten.



TABEL 4.4  
FORSURINGS-  
PÅVIRKNINGER FRA DE  
TO PRODUKTSYSTEMER  
BEREGNET MED  
STEDAFHÆNGIG  
KARAKTERISERING AF  
EMISSIONER FRA  
NØGLEPROCESSER.

FIGUR 4.2  
IKKE-STEDAFHÆNGIGE  
OG STEDAFHÆNGIGE  
FORSURINGSPÅVIRK-  
NINGER FRA DE TO  
PRODUKTSYSTEMER. FOR  
DE STEDAFHÆNGIGE  
PÅVIRKNINGER ER  
STEDAFHÆNGIGE  
KARAKTERISERINGS-  
FAKTORER KUN  
ANVENDT FOR  
NØGLEPROCESSERNE  
SOM BESKREVET  
OVENFOR.

## Anneks 4.1: Stedafhængige karakteriseringsfaktorer for forsurening

REGION	1990 FAKTORER				2010 FAKTORER			
	SO <sub>2</sub> (0.01 M <sup>2</sup> /G)	NO <sub>x</sub> (0.01 M <sup>2</sup> /G)	NH <sub>3</sub> (0.01 M <sup>2</sup> /G)	H <sup>+</sup> EQ. (M <sup>2</sup> /μEQ.)	SO <sub>2</sub> (0.01 M <sup>2</sup> /G)	NO <sub>x</sub> (0.01 M <sup>2</sup> /G)	NH <sub>3</sub> (0.01 M <sup>2</sup> /G)	H <sup>+</sup> EQ. (M <sup>2</sup> /μEQ.)
ALBANIEN	0,02	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
ØSTRIG	1,31	0,42	3,44	2,17	1,75	0,51	4,42	1,95
HVIDE RUSLAND	4,65	4,54	5,72	0,15	0,38	0,09	0,20	0,01
BELGIEN	1,28	0,82	1,10	6,05	1,62	0,87	2,15	0,38
BOSNIEN/HERZEGOVINA	0,15	0,04	0,06	0,00	0,09	0,02	0,03	0,00
BULGARIEN	0,07	0,02	0,05	0,00	0,03	0,01	0,02	0,00
KROATIEN	0,30	0,12	0,17	0,06	0,28	0,10	0,15	0,01
TJEKKIET	1,91	0,69	1,26	0,12	2,64	0,78	8,30	3,06
DANMARK	5,56	2,02	5,28	0,84	2,99	0,90	2,30	0,19
ESTLAND	12,43	1,54	3,92	0,37	1,58	0,18	0,61	0,14
FINLAND	15,14	2,42	13,40	7,33	3,53	0,30	1,33	3,28
FRANKRIG	0,79	0,47	0,74	0,50	0,90	0,53	0,89	0,03
NYE TYSKLAND	2,17	0,90	1,89	0,33	2,39	0,87	4,52	1,11
GAMLE TYSKLAND	1,94	1,42	3,31		2,32	1,03	4,59	
GRÆKENLAND	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
UNGARN	2,08	0,37	0,90	0,13	0,48	0,16	0,47	0,05
IRLAND	0,78	0,57	1,11	0,04	1,54	0,89	2,50	0,04
ITALIEN	0,56	0,14	0,47	0,56	0,50	0,21	1,08	0,29
LETLAND	2,39	1,12	1,90	0,22	0,65	0,15	0,22	0,00
LITAUEN	6,85	1,00	1,67	0,43	0,63	0,16	0,26	0,01
LUXEMBOURG	0,86	0,43	1,89	0,32	1,00	0,63	1,70	0,21
HOLLAND	1,24	0,97	1,55	0,04	1,47	0,88	3,04	0,57
NORGE	10,90	2,80	14,25	6,34	6,87	1,34	10,95	6,89
POLEN	2,79	1,73	5,08	0,44	1,11	0,36	1,27	0,49
PORTUGAL	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01
MOLDOVA	0,17	0,02	0,14	0,17	0,01	0,00	0,02	0,00
RUMÆNIEN	0,43	0,14	0,35	0,00	0,14	0,05	0,11	0,02
KALININGRAD REGION	1,23	0,07	0,45	3,42	0,31	0,01	0,08	2,33
KOLA, KARELIA	16,45	0,21	1,12		28,97	0,03	0,14	
RESTEN AF RUSLAND	5,68	0,89	4,42		0,22	0,03	0,06	
ST.PETERSBORG REG.	11,60	1,04	3,35		1,25	0,10	0,35	
SLOVAKIET	1,36	0,47	2,68	1,70	0,60	0,21	0,63	0,16
SLOVENIEN	1,16	0,27	2,78	4,07	1,70	0,38	3,45	0,95
SPANIEN	0,13	0,04	0,04	0,08	0,14	0,06	0,07	0,06
SVERIGE	13,82	3,03	17,68	11,89	4,31	0,78	4,61	3,14
SCHWEIZ	1,28	0,42	2,63	0,96	1,15	0,58	2,56	0,59



REGION	1990 FAKTORER				2010 FAKTORER			
	SO <sub>2</sub> (0,01 M <sup>2</sup> /G)	NO <sub>x</sub> (0,01 M <sup>2</sup> /G)	NH <sub>3</sub> (0,01 M <sup>2</sup> /G)	H <sup>+</sup> EQ. (M <sup>2</sup> /μEQ.)	SO <sub>2</sub> (0,01 M <sup>2</sup> /G)	NO <sub>x</sub> (0,01 M <sup>2</sup> /G)	NH <sub>3</sub> (0,01 M <sup>2</sup> /G)	H <sup>+</sup> EQ. (M <sup>2</sup> /μEQ.)
UKRAINE	1,27	1,27	1,98	0,32	0,13	0,04	0,11	0,03
STORBRITANNIEN	1,94	0,92	4,32	1,01	2,19	1,07	6,75	2,26
JUGOSLAVIEN	0,24	0,04	0,10	0,00	0,12	0,02	0,05	0,00
ATLANTERHAVET	0,19	0,14			0,38	0,22		
MIDDELHAVET	0,00	0,00			0,00	0,00		
ØSTERSØEN	4,48	1,77			1,72	0,48		
NORDSØEN	1,58	0,94			1,83	0,88		
(*) MIDDELVÆRDI	1,77	0,86	2,31	2,26	1,93	0,64	2,97	3,47
(*) STANDARDAFVIGELSE	2,29	0,72	3,04	3,47	1,71	0,39	2,74	1,23
MINIMUM	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
MAXIMUM	16,45	4,54	17,68	11,89	28,97	1,34	10,95	6,89

(\*) Middelværdien og standardafvigelsen relaterer til E15+Norge+Schweiz og er for nitrogen og svovl vægtet med de nationale emissioner fra disse lande.



# 5. Terrestrisk eutrofiering

Baggrundsinformation til dette kapitel kan findes i:

- ▶ Kapitel 5 i “Environmental assessment of products. Volume 2: Scientific background” af Hauschild og Wenzel (1998a).
- ▶ Kapitel 4 i “Background for spatial differentiation in life-cycle impact assessment – EDIP 2003 methodology” af Potting og Hauschild (2005).

## 5.1 INTRODUKTION

Næringsalte er essentielle for levende organismers (re-)produktion/vækst og eksistens i akvatiske og terrestriske økosystemer. Berigelse af økosystemer med næringsalte, hvilket er den direkte betydning af begrebet “eutrofiering”, er derfor ikke skadelig før et kritisk niveau (kritisk belastning) overskrides. Hvert økosystem og hver art i økosystemet er i optimal vækst ved deres eget specifikke niveau af næringsalte. Tilgængelige næringsalte, som er i overskud i forhold til optimum eller den kritiske belastning for et givent økosystem, medfører en forandring af artssammensætningen og dermed en uønsket ændring i økosystemet.

## 5.2 KLASSIFICERING

Nitrogen er normalt det begrænsende næringsstof for biologisk vækst i terrestriske økosystemer. I princippet vil de fleste stoffer, som indeholder nitrogen derfor bidrage til terrestrisk eutrofiering. I praksis vil der dog ikke findes stoffer, der skal klassificeres som terrestrisk eutrofierende, udover dem, som ses i Tabel 5.1. Atmosfærisk afsætning udgør den væsentligste menneskeskabte tilførsel af nitrogen (og andre næringsstoffer) for naturlige jorde

Frit nitrogen ( $N_2$ ) bidrager ikke til miljøpåvirkningskategorien terrestrisk eutrofiering, selvom det er tilgængeligt for nogle bakterier og alger. Da størstedelen af atmosfæren allerede består af frit nitrogen, vil emissioner af  $N_2$  ikke have yderligere gødningseffekt.

I praksis, er det kun luftbårne emissioner, som bidrager til eutrofiering af naturlige terrestriske økosystemer.

## 5.3 UMIP97 KARAKTERISERINGSFAKTORER

Karakteriseringsfaktorer for eutrofiering baseres typisk på Redfield forholdet. Redfield forholdet refererer til den typiske sammensætning af akvatisk phytoplankton:  $C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P$ . Typiske eutrofieringsfaktorer skelner i dag ikke mellem akvatiske og terrestriske systemer og modellerer begge eutrofieringsfaktorer som om det drejer sig om påvirkninger af akvatiske systemer. Dette er også tilfældet for UMIP97-faktorerne, som er opført i Tabel 23.6 i Wenzel et al. (1997). Kun Lindfors et al. (1995) vurderer påvirkningen af terrestriske systemer specifikt ved at summere nitrogen-emissionerne til luft for sig.

De nuværende metoder til karakterisering af terrestrisk eutrofiering indebærer yderligere det problem, at de ignorerer den store stedlige variation i spredningsmønstre og i økosystemers følsomheder indenfor afsætningsområdet. Disse problemer diskuteres i Afsnit 4.3 i forbindelse med forsurening.

#### 5.4 UMIP2003 KARAKTERISERINGSFAKTORER

Indtil nu er der ikke blevet udviklet karakteriseringsfaktorer specifikt for terrestrisk eutrofiering. I denne sammenhæng er RAINS<sup>2</sup>-modellen blevet anvendt til at udvikle terrestriske eutrofieringsfaktorer. Der er udviklet både ikke-stedafhængige faktorer (se Tabel 5.1) og stedafhængige faktorer for 44 europæiske regioner (se Anneks 5.1 til dette kapitel). De stedafhængige faktorer udtrykker den eutrofierende påvirkning i afsætningsområdet som funktion af den region hvor emissionen finder sted. Princippet bag RAINS-modellen og anvendelsen af den til at beregne stedafhængige karakteriseringsfaktorer er beskrevet i Afsnit 4.4.

Anvendelsen af de ikke-stedafhængige UMIP2003 faktorer for terrestrisk eutrofiering er grundlæggende den samme som for de ligeledes ikke-stedafhængige UMIP97 faktorer (Afsnit 5.5).

Anvendelse af stedafhængige faktorer for terrestrisk eutrofiering er også meget ligetil (se Afsnit 5.6). Typiske kortlægninger af livscyklus indeholder allerede de stedlige data, som er nødvendige til den stedafhængige karakterisering, nemlig oplysninger om i hvilken geografisk region, emissionen finder sted.

Anvendelsen af stedafhængige terrestriske eutrofieringsfaktorer giver en forskel på en faktor tusinde mellem de mest følsomme og mindst følsomme emissionssituationer, mens de usikkerheder, der ligger i RAINS-modellen i stort omfang udlignes i eutrofieringsfaktorerne på grund af de store arealer af økosystemer de dækker. Det skal imidlertid nævnes, at de kritiske belastninger for terrestrisk eutrofiering er mere usikre end dem for forsurening.

<sup>2</sup> RAINS er en integreret vurderingsmodel, som kombinerer information om nationale emissionsniveauer med information om atmosfærisk transport over store afstande med henblik på at estimere mønstre for deposition og at estimere koncentrationer til sammenligning med kritiske belastninger og tærskelværdier for forsurening, terrestrisk eutrofiering via luft samt troposfærisk ozondannelse

Afhængigheden af recipientens tilstand og baggrundsbelastning betyder, at potentialet for terrestrisk eutrofiering må forventes at variere i forhold til det samlede emissionsniveau og derfor også i tid. For at tillade vurdering af denne variation er karakteriseringsfaktorerne også beregnet for år 2010 som vist i Anneks 5.1. Standard karakteriseringsfaktorerne for UMIP2003 er beregnet på baggrund af emissionerne i 1990, men faktorerne for 2010 tillader en tidsmæssig differentiering for de emissioner i produktsystemet som vil finde sted i fremtiden (f.eks. fra de sene stadier af brugsfasen for langlivede produkter eller fra bortskaffelsesfasen). Sammenlignet med den stedligt bestemte variation mellem lande, er den tidsmæssige variation indenfor lande, bestemt på denne måde, mindre betydende.

#### *Hvad udtrykker påvirkningerne*

De ikke-stedafhængige såvel som de stedafhængige UMIP2003 eutrofieringspotentialer for en emission udtrykkes som det areal af terrestriske økosystemer indenfor det fulde afsætningsareal, som bringes til at overskride den kritiske eutrofieringsbelastning som konsekvens af emissionen (Areal af ubeskyttet økosystem = m<sup>2</sup> UES).

Til sammenligning aggregerer UMIP97s næringssaltbelastningspotentiale det terrestriske og det akvatiske eutrofieringspotentiale. Det udtrykkes som et separat N-potentiale og et P-potentiale, som simpelthen afspejler indholdet af de to næringsstoffer i emissionen. I UMIP97 kan der også aggregeres til et NO<sub>3</sub><sup>-</sup> potentiale, som afspejler den mængde NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, som ville medføre en tilsvarende potentiel eutrofiering i akvatiske systemer, som er begrænset af det relevante næringsstof (dvs. i aggregeringen antages N-emissioner at blive emitteret til N-begrænsede akvatiske systemer og P-emissioner til P-begrænsede systemer).

#### 5.5 IKKE-STEDAFHÆNGIG KARAKTERISERING

De ikke-stedafhængige terrestriske eutrofieringsfaktorer i Tabel 5.1 er beregnet som den europæiske middelværdi for de 15 EU-medlemslande i EU15 samt Schweiz og Norge, vægtet med de nationale emissioner

STOF	IKKE-STEDAFHÆNGIG KARAKTERISERING sg-CF(te) <sub>s</sub>		STEDAFHÆNGIG KARAKTERISERING (DE STEDAFHÆNGIGE FAKTORER sd-CF(te) <sub>s,i</sub> FINDES I ANNEKS 5.1)
	FAKTOR	STANDARDVIGELSE	
NO <sub>2</sub>	2,54	2,34	sd-CF(te) <sub>i</sub> (NO <sub>2</sub> )
NO <sub>x</sub>	2,54	2,34	sd-CF(te) <sub>i</sub> (NO <sub>2</sub> )
NO	3,88	3,58	1,53·sd-CF(te) <sub>i</sub> (NO <sub>2</sub> )
HNO <sub>3</sub>	1,85	1,71	0,73·sd-CF(te) <sub>i</sub> (NO <sub>2</sub> )
NH <sub>3</sub>	10,10	13,11	sd-CF(te) <sub>i</sub> (NH <sub>3</sub> )

TABEL 5.1:  
KARAKTERISERINGS-  
FAKTORER FOR IKKE-  
STEDAFHÆNGIG OG  
FOR STEDAFHÆNGIG  
KARAKTERISERING (I  
0.01 M<sup>2</sup> UBESKYTTET  
ØKOSYSTEM/G)

Den ikke-stedafhængige terrestriske eutrofieringspåvirkning fra et produkt kan beregnes fra den følgende ligning:

$$sg - EP (te) = \sum_s (sg - CF (te)_s \cdot E_s) \quad (5.1)$$

Hvor:

- sg-EP(te) = Den ikke-stedafhængige terrestriske eutrofieringspåvirkning, eller areal af økosystem som bliver ubeskyttet som resultat af emissionen fra produktsystemet (i 0.01 m<sup>2</sup>/f.u.).
- sg-CF(te)<sub>s</sub> = Den ikke-stedafhængige karakteriseringsfaktor for terrestrisk eutrofiering fra Tabel 5.1. Denne faktor relaterer den akkumulerede emission af stof (s) til den terrestriske eutrofieringspåvirkning på det ikke-stedafhængige afsætningsområde (i 0.01 m<sup>2</sup>/g).
- E<sub>s</sub> = Emissionen af stof (s) (i g/f.u.).

Den stedligt bestemte variation, som potentielt skjules i den ikke-stedafhængige terrestriske eutrofieringspåvirkning, kan estimeres ud fra standardafvigelse i Tabel 5.1 for hvert enkelt stof.

#### 5.6 STEDAFHÆNGIG KARAKTERISERING

Den terrestriske eutrofieringspåvirkning fra et produkt er ofte bestemt af en eller få processer. I de anvendelser af LCA, hvor det ønskes at lave en stedafhængig vurdering kan man derfor, for at undgå unødvendigt arbejde, starte med at beregne den ikke-stedafhængige terrestriske eutrofieringspåvirkning som beskrevet i foregående afsnit. Den ikke-stedafhængige terrestriske eutrofieringspåvirkning kan derefter anvendes til at bestemme hvilke processer, der dominerer den terrestriske eutrofieringspåvirkning (trin 1). Derefter kan den ikke-stedafhængige terrestriske eutrofieringspåvirkning for disse processer justeres med de relevante stedafhængige terrestriske eutrofieringsfaktorer (trin 2 og 3). Denne procedure kan ses som en følsomhedsanalyse-baseret reduktion af de usikkerheder i den ikke-stedafhængige påvirkning, som skyldes at der ikke foretages en stedafhængig karakterisering.

##### *Trin 1*

Den ikke-stedafhængige terrestriske eutrofieringspåvirkning, beregnet som beskrevet i det foregående afsnit, opdeles i bidragene fra de enkelte processer. Disse bidrag rangordnes efter størrelsen, og processen med de største bidrag udvælges.

##### *Trin 2*

Bidragene fra den proces, som blev udvalgt i trin 1 trækkes fra den beregnede ikke-stedafhængige terrestriske eutrofieringspåvirkning. Derefter

beregnes den stedafhængige påvirkning fra emissionerne af denne proces med de relevante stedafhængige terrestriske eutrofieringsfaktorer i Anneks 5.1.

$$sd - EP (te)_p = \sum_s (sd - CF (te)_{s,i} \cdot E_{s,p}) \quad (5.2)$$

Hvor:

- $sd-EP(te)_p$  = Den stedafhængige terrestriske eutrofieringspåvirkning, eller areal af økosystem som bliver ubeskyttet som resultat af emissionen fra den udvalgte proces (p) (i m<sup>2</sup>/f.u.).
- $sd-CF(te)_{s,i}$  = Den stedafhængige karakteriseringsfaktor for terrestrisk eutrofiering fra Anneks 5.1 (default 1990 faktorer), som relaterer emissionen af stoffet (s) i land eller region (i), hvor den udvalgte proces (p) finder sted, til stoffets terrestriske eutrofieringspåvirkning på afsætningsarealet (i m<sup>2</sup>/g). Emissioner fra ubestemte regioner eller fra ikke-europæiske regioner kan som en første tilgang repræsenteres af ikke-stedafhængige faktorer for stoffet.
- $E_{s,p}$  = Emissionen af stoffet (s) fra den udvalgte proces (p) (i g/f.u.).

Hvilken faktor, som skal anvendes, er bestemt af det geografiske område, hvor emissionen finder sted. Påvirkningen fra emissioner fra ubestemte men sandsynligvis europæiske regioner beregnes med ikke-stedafhængige faktorer for terrestrisk eutrofieringspåvirkning. Informationen om den stedlige variation i disse faktorer (se Tabel 5.1) bør tages i betragtning i det næste trin. Som en første tilgang kan emissionerne fra ikke-europæiske regioner også beregnes med de ikke-stedafhængige faktorer fra Tabel 5.1. Standardafvigelseerne i Tabel 5.1 giver et interval for den potentielle stedlige variation ved anvendelse af den ikke-stedafhængige faktor inden for Europa. Med den variation i emissioner og følsomheder som findes indenfor Europa, kan det antages, at den ikke-stedafhængige faktor også vil ligge indenfor dette interval for de fleste andre regioner i verden. I fortolkningen kan der anvendes ekspertskøn til at vurdere om faktoren for emissioner fra processer i ikke-europæisk regioner ligger i den høje eller i den lave ende af intervallet.

### Trin 3

De stedafhængige bidrag fra processen der valgtes i trin 1 adderes til det justerede ikke-stedafhængige bidrag fra trin 2. Trin 2 gentages indtil det stedafhængige bidrag fra de udvalgte processer er så stort at den resterende stedlige variation i eutrofieringsscoren ikke længere kan ændre undersøgelsens konklusion (f.eks. når den stedafhængige del er større end 95% af den totale score).

### 5.7 NORMALISERING

UMIP2003 person ækvivalenten for terrestrisk eutrofiering er  $2,1 \cdot 10^3 \text{ m}^2/\text{person}/\text{år}$ .

Tilgangen i UMIP97 er, at normaliseringsreferencen for eutrofiering blev baseret på de aktuelle emissionsniveauer i 1990 (se Hauschild and Wenzel 1998 og Stranddorf et al., 2005). Når UMIP2003 karakteriseringsfaktorerne for terrestrisk eutrofiering anvendes på disse emissionsniveauer fås et total areal af ubeskyttet økosystem i Europa på  $77 \cdot 10^6 \text{ ha}$  eller  $77 \cdot 10^{10} \text{ m}^2$ . Personækvivalenten beregnes som den gennemsnitlige europæiske påvirkning per person, under antagelse af en samlet europæisk befolkning på  $3,70 \cdot 10^8$  personer.

### 5.8 FORTOLKNING

UMIP2003 potentialerne for terrestrisk eutrofieringspåvirkning er forbedret på to områder i forhold til påvirkningspotentialer beregnet med UMIP97 karakteriseringsfaktorer; den miljømæssige relevans øges, og der kan tages hensyn til stedlige variationer i recipientens følsomhed.

#### *Miljømæssig relevans*

Den miljømæssige relevans øges fordi den underliggende model inddrager såvel eksponeringen af følsomme dele af miljøet som variationen i disse økosystemers følsomhed. Modellen omfatter nu det meste af årsagskæden frem mod beskyttelsesområdet: Sundhed af økosystemer. Dette er særligt vigtigt fordi det øger overensstemmelsen med vægtningsfaktorer, som baseres på den miljømæssige relevans. Standardvægtningfaktorerne for næringssaltbelastning er i UMIP baseret på politiske reduktionsmål. Disse mål har også delvis til hensigt at beskytte økosystemers sundhed.

I sammenligning omfatter UMIP97 faktorerne kun potentialet for udledning af næringsstoffer, og eutrofiering af terrestriske systemer inkluderes kun ved anvendelse af akvatiske eutrofieringsfaktorer, selvom der er vigtige forskelle mellem de to typer næringssaltbelastning.

#### *Stedlig variation*

Den stedlige variation i naturlige jorders følsomhed over for terrestrisk eutrofiering skyldes mest forskelle i baggrundseksposering og i jordens naturlige næringstilstand. Mellem europæiske regioner er der en variation i følsomheden på en faktor  $10^3$  mellem de mindst og de mest følsomme emissionslande, når denne udtrykkes på nationalt niveau. Denne variation skjules, når UMIP 97 faktorerne eller lignende ikke-stedafhængige faktorer anvendes til karakterisering



## 5.9 EKSEMPEL

Karakteriseringen udføres ved anvendelse af UMIP2003 faktorer på den kortlægning af livscyklus som blev præsenteret i Afsnit 1.6.

### *Ikke-stedafhængig karakterisering*

Som beskrevet i Afsnit 5.5 udregnes først de ikke-stedafhængige påvirkninger. Tabel 5.2 viser de terrestriske eutrofieringspåvirkninger, som er bestemt ved anvendelse af de ikke-stedafhængige faktorer i Tabel 5.1.

STOF	EMISSION TIL LUFT FRA PLASTIC DEL	EMISSION TIL LUFT FRA ZINK DEL	IKKE-STEDAFH. KARAKTERISERINGS- FAKTORER, TABEL 5.1		IKKE-STEDAFH. EUTROFIERING FOR PLASTIC DEL		IKKE-STEDAFH. EUTROFIERING FOR ZINK DEL	
	EMISSION, G/F.U.	EMISSION, G/F.U.	MIDDEL	STD.AFV.	MIDDEL	STD.AFV.	MIDDEL	STD.AFV.
HYDROGEN- CHLORID	0,001163	0,00172						
CARBON- MONOXID	0,2526	0,76						
AMMONIAK	0,003605	0,000071	14,24	18,76	0,0513	0,1	0,00101	0,00133
METHAN	3,926	2,18						
VOC, KRAFTVÆRK	0,0003954	0,00037						
VOC, DIESEL MOTORER	0,02352	0,0027						
VOC, USPECIFICERET	0,89	0,54						
SVOVDIOXID	5,13	13,26						
NITROGEN- OXIDER	3,82	7,215	2,48	2,65	9,5	10,1	17,9	19,1
BLY	0,00008031	0,0002595						
CADMIUM	0,00000866	0,00007451						
ZINK	0,000378	0,00458						
TOTAL					9,5	10,1	17,9	19,1

TABEL 5.2  
IKKE-STEDAFHÆNGIGE  
TERRESTRISKE  
EUTROFIERINGS-  
PÅVIRKNINGER FOR EN  
STØTTEKLODS LAVET AF  
PLASTIC ELLER ZINK.  
UDTRYKT SOM AREALET  
AF UBESKYTTET  
ØKOSYSTEM (UES) PER  
FUNKTIONEL ENHED.

Ved anvendelsen af ikke-stedafhængige karakteriseringsfaktorer er det zink støtteklods, der forårsager den største terrestriske eutrofieringspåvirkning. Den potentielle stedlige variation er imidlertid så stor (som det fremgår af den stedligt bestemte standardafvigelse), at konklusionen er meget usikker. Med henblik på at reducere den stedligt bestemte usikkerhed og styrke konklusionen, udføres derfor en stedafhængig karakterisering for de processer, som bidrager mest til den ikke-stedafhængige forsuringspåvirkning.

### Stedafhængig karakterisering

Som det ses i Tabel 5.2, stammer de dominerende bidrag til den ikke-stedafhængige forsureningspåvirkning fra emissioner af NO<sub>x</sub>. Et mindre bidrag fra NH<sub>3</sub> er negligerbart i det samlede billede. For zink-komponenten kan de væsentligste kilder til begge stoffer identificeres som produktionen af zink fra malm som finder sted i Bulgarien, støbning af komponenten som finder sted i Jugoslavien samt den del af transporten som foregår med lastbil gennem Tyskland (data er ikke vist). For plastic komponenten er de væsentligste kilder til NO<sub>x</sub> henholdsvis produktionen af plastic polymer i Italien, sprøjtetøbning af støtteklodsene i Danmark samt transporten af komponenten med lastbil, hovedsagelig gennem Tyskland (data ikke vist). Emissionerne fra disse processer bidrager med mellem 75 og 99% af den samlede ikke-stedafhængige påvirkning i Tabel 5.2 for henholdsvis zink- og plastic-komponenten (data ikke vist).

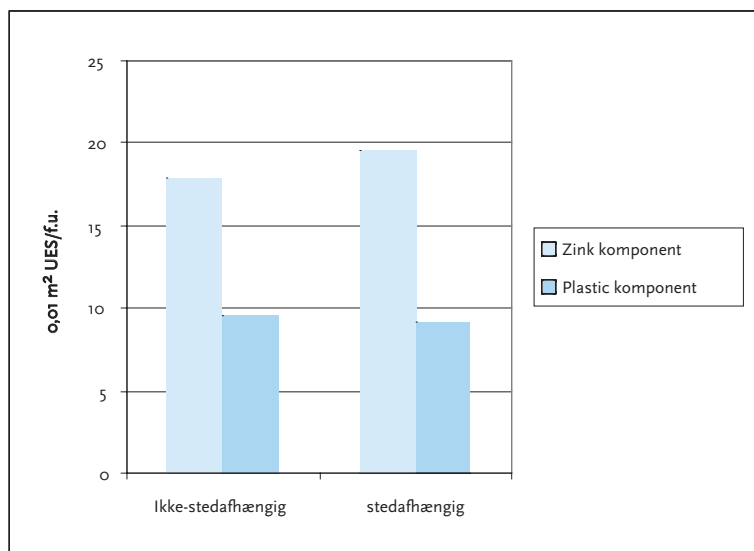
I beregningen af den stedafhængige påvirkning fra disse nøgleprocesser anvendes de relevante faktorer fra Anneks 5.1. Resultaterne er vist i Tabel 5.3.

TABEL 5.3  
STEDAFHÆNGIG  
TERRESTRISKE  
EUTROFIERINGS-  
PÅVIRKNING FOR  
NØGLEPROCESSER FRA  
BEGGE  
PRODUKTSYSTEMER

ZINK DEL	EMISSION, G/F.U.	KARAKTERISERINGSFAKTOR, ANNEKS 5.1	PÅVIRKNING
		0,01 M <sup>2</sup> UES/G	0,01 M <sup>2</sup> UES/F.U
<b>NO<sub>x</sub> EMISSIONER</b>			
ZINK PRODUKTION, BULGARIEN	0,97	1,02	0,99
ZINK STØBNING, JUGOSLAVIEN	1,65	5,55	9,16
TRANSPORT, PRIMÆRT TYSKLAND	4,56	2,04	9,30
<b>TOTAL, ZINK DEL</b>			<b>19,4</b>
PLASTIC DEL	EMISSION, G/F.U.	KARAKTERISERINGSFAKTOR, ANNEKS 5.1	PÅVIRKNING
		0,01 M <sup>2</sup> UES/G	0,01 M <sup>2</sup> UES/F.U
<b>NO<sub>x</sub> EMISSIONER</b>			
PLASTIC PRODUKTION, ITALIEN	0,63	1,12	0,71
SPRØJTETØBNING, DANMARK	0,48	5,33	2,56
TRANSPORT, PRIMÆRT TYSKLAND	1,74	2,04	3,55
<b>TOTAL, PLASTIC DEL</b>			<b>6,8</b>

Den ikke-stedafhængige påvirkning fra nøgleprocesser trækkes fra de originale ikke-stedafhængige påvirkninger i Tabel 5.2 og den stedafhængige påvirkning fra nøgleprocesserne som er beregnet i Tabel 5.3 lægges til. De således rettede terrestriske eutrofieringspåvirkninger kan ses i Tabel 5.4 og forskellen til de oprindelige ikke-stedafhængige påvirkninger i Tabel 5.2 er illustreret i Figur 5.1.

TERRESTRISK EUTROFIERING	
	0,01 m <sup>2</sup> UES/F.U
ZINK DEL	19,5
PLASTIC DEL	9,2



TABEL 5.4  
TERRESTRISKE  
EUTROFIERINGS-  
PÅVIRKNINGER FRA  
HVERT PRODUKTSYSTEM  
BEREGNET MED  
STEDAFHÆNGIG  
KARAKTERISERING AF  
EMISSIONER FRA  
NØGLEPROCESSER.

FIGUR 5.1  
IKKE-STEDAFHÆNGIG  
OG STEDAFHÆNGIG  
TERRESTRISK  
EUTROFIERING FRA DE  
TO PRODUKTSYSTEMER.  
FOR DE  
STEDAFHÆNGIGE  
PÅVIRKNINGER ER DE  
STEDAFHÆNGIGE  
KARAKTERISERINGS-  
FAKTORER KUN BLEVET  
ANVENDT PÅ  
NØGLEPROCESSER SOM  
DET ER BESKREVET  
OVENFOR.

Den stedafhængige karakterisering har næsten ingen indflydelse på størrelsen af den terrestriske eutrofieringspåvirkning. Zinkkomponenten har den største påvirkning i begge tilfælde. Omkring 99% af denne påvirkning beregnes med stedafhængige karakteriseringsfaktorer for den zink-baserede komponent mens den stedafhængige beregning udgør omkring 75% af plasticomponentens påvirkning. Selvom der blev lavet stedafhængig karakterisering for alle de resterende processer i produktsystemet, er deres andele i totalen og i standardafvigelsen så beskedne, at resultaterne ikke kan ændres betydeligt. Det stedligt betingede potentiale for variation af påvirkningen er stort set fjernet. For plasticomponenten kan det måske være nødvendigt at inkludere en eller to processer mere for at opnå den ønskede robusthed i resultaterne, men dette ville sandsynligvis ikke ændre ved zinkkomponentens dominans.

### Anneks 5.1: Stedafhængige karakteriseringsfaktorer for terrestrisk eutrofiering

REGION	1990 FAKTORER (I 0.01 M <sup>2</sup> UES/G)		2010 FAKTORER (I 0.01 M <sup>2</sup> UES/G)	
	NO <sub>x</sub>	NH <sub>3</sub>	NO <sub>x</sub>	NH <sub>3</sub>
ALBANIEN	1,58	6,91	0,80	3,12
ØSTRIG	1,03	3,38	2,86	28,62
HVIDE RUSLAND	1,67	2,81	0,98	2,45
BELGIEN	1,44	1,10	1,78	2,45
BOSNIEN/HERZEGOVINA	2,97	13,33	6,61	30,29
BULGARIEN	1,02	9,06	1,18	17,50
KROATIEN	1,52	6,21	5,99	25,36
TJEKKIET	1,68	2,52	2,62	9,70
DANMARK	5,33	9,80	2,13	6,04
ESTLAND	6,63	42,02	2,89	9,29
FINLAND	11,29	91,69	3,40	79,00
FRANKRIG	2,93	9,15	9,10	20,03
NYE TYSKLAND	2,15	3,64	2,36	8,00
GAMLE TYSKLAND	2,04	4,86	3,01	12,66
GRÆKENLAND	0,56	15,67	0,42	2,04
UNGARN	1,70	5,67	7,33	20,73
IRLAND	0,37	0,51	0,15	0,19
ITALIEN	1,12	13,26	2,16	14,28
LETLAND	3,92	7,69	2,31	13,05
LITAUEN	3,23	5,72	2,11	14,98
LUXEMBOURG	0,10	0,16	1,30	3,61
HOLLAND	1,91	2,30	1,69	3,01
NORGE	6,29	10,11	1,09	0,75
POLEN	2,15	4,39	2,41	9,97
PORTUGAL	3,11	30,74	9,40	27,66
MOLDOVA	0,16	1,18	0,23	1,05
RUMÆNIEN	1,29	5,18	2,09	7,02
KALININGRAD REGION	0,21	0,92	0,62	2,80
KOLA, KARELIA	0,72	5,07	0,21	1,73
RESTEN AF RUSLAND	0,55	0,57	0,13	0,22
ST.PETERSBORG REG.	3,37	5,93	1,47	7,82
SLOVAKIET	1,34	6,27	2,69	30,27
SLOVENIEN	1,09	10,22	2,38	21,83
SPANIEN	2,44	13,40	3,71	16,02
SVERIGE	11,97	70,06	2,75	6,24
SCHWEIZ	0,90	5,76	2,65	24,78

REGION	1990 FAKTORER		2010 FAKTORER	
	(1 0.01 M <sup>2</sup> UES/G)		(1 0.01 M <sup>2</sup> UES/G)	
	NO <sub>x</sub>	NH <sub>3</sub>	NO <sub>x</sub>	NH <sub>3</sub>
MAKEDONIEN	0,25	13,66	0,26	10,82
UKRAINE	0,62	3,42	0,47	3,40
STORBRITANNIEN	1,77	3,14	0,84	0,89
JUGOSLAVIEN	5,55	35,96	3,74	15,16
ATLANTERHAVET	0,96		0,39	
ØSTERSØEN	6,20		2,72	
MIDDELHAVET	0,08		0,02	
NORDSØEN	1,86		1,15	
(*) MIDDELVERDI	2,54	10,10	3,25	13,51
(*) STANDARDAFVIGELSE	2,34	13,11	3,25	10,10
MINIMUM	0,10	0,16	0,15	0,19
MAXIMUM	11,97	91,69	9,40	79,00

(\*) Middelværdien og standardvariationen relaterer til E15+Norge+Schweiz og er vægtet med de nationale emissioner fra disse lande.



# 6. Akvatisk eutrofiering

Baggrundsinformation for dette kapitel kan findes i:

- ▶ Kapitel 5 i “Environmental assessment of products. Volume 2: Scientific background” af Hauschild og Wenzel (1998a).
- ▶ Kapitel 5 i “Background for spatial differentiation in life cycle impact assessment – EDIP 2003 methodology” af Potting og Hauschild (2005)

## 6.1 INTRODUKTION

Eutrofiering betyder egentlig “at blive rig på næringsstoffer”. Den eutrofierende påvirkning, som den typisk er karakteriseret i livscyklusvurdering vedrører implicit eutrofiering i akvatiske økosystemer. Dette er betinget af udformningen af påvirkningen, som indenfor livscyklusvurdering normalt tager sit udgangspunkt i sammensætningen af den akvatiske biomasse. (Wenzel et al. 1997, Heijungs et al. 1992, Lindfors et al. 1995). *Akvatisk eutrofiering* belyses i dette kapitel mens metoderne til vurdering af terrestrisk eutrofiering findes i kapitel 5.

## 6.2 KLASSIFICERING

De næringsstoffer, som normalt er begrænsende for biologisk vækst i akvatiske systemer er nitrogen og fosfor. For at et stof skal kunne bidrage til den akvatiske eutrofiering, skal det altså indeholde nitrogen eller fosfor i en biologisk tilgængelig form. I praksis omfatter Tabel 6.1 alle de emissioner, som i opgørelsen kan klassificeres som akvatisk eutrofierende.

Fri nitrogen ( $N_2$ ) betragtes ikke som en bidragsyder til akvatisk eutrofiering, selvom det er tilgængeligt for visse bakterier og alger. Dette skyldes at emissionen af  $N_2$  ikke har yderligere eutrofierende effekt i forhold til de store mængder fri nitrogen, der i forvejen findes i atmosfæren.

Akvatisk eutrofiering kan opstå som følge af emissioner til luft, vand og jord.

## 6.3 UMIP97 KARAKTERISERINGSFAKTORER

De aktuelt eksisterende karakteriseringsfaktorer for eutrofiering tillader summering af bidrag fra nitrogen og fosfor baseret på Redfield forholdet, som refererer til den typiske sammensætning af akvatisk phytoplankton:  $C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P$ . Disse faktorer skelner i de fleste tilfælde ikke mellem akvatiske og terrestriske systemer og modellerer dem begge som om der var tale om påvirkninger på akvatiske systemer. Også i UMIP97, anvendes terrestrisk og akvatisk eutrofiering som én påvirkningskategori kaldet næringssaltbelastning.

UMIP97 faktorerne fra Wenzel et al. (1997) er vist i Tabel 6.1.

TABEL 6.1.  
KARAKTERISERINGS-  
FAKTORER FOR  
EUTROFIERING FRA  
WENZEL ET AL. (1997)

STOF	FORMEL	CF(N) (G N/G STOF)	CF(P) (G P/G STOF)	CF(NE) (G NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ÆKV/G STOF)
<b>KVÆLSTOF</b>				
NITRAT	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,23	0	1,00
KVÆLSTOFDIOXID	NO <sub>2</sub>	0,30	0	1,35
NITRIT	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,30	0	1,35
KVÆLSTOFOXIDER	NO <sub>x</sub>	0,30	0	1,35
DINITROOXID	N <sub>2</sub> O	0,64	0	2,82
KVÆLSTOFOXID	NO	0,47	0	2,07
AMMONIAK	NH <sub>3</sub>	0,82	0	3,64
CYANID	CN <sup>-</sup>	0,54	0	2,38
TOTAL KVÆLSTOF	N	1,00	0	4,43
<b>FOSFOR</b>				
FOSFAT	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0	0,33	10,45
PYROFOSFAT	P <sub>2</sub> O <sub>7</sub> <sup>2-</sup>	0	0,35	11,41
TOTAL FOSFAT	P	0	1,00	32,03

Wenzel et al. (1997) foreslår at sammenlægge påvirkningerne fra kvælstof emissioner (3. kolonne) og fra fosfor emissioner (4. kolonne) separat, men giver alligevel også faktorer for sammenlægning af påvirkninger fra fosfor og kvælstof (5. kolonne). Den foretrukne separate sammenlægning af de to næringssalte skyldes det faktum, at fosfor typisk udgør den begrænsende faktor for biomasses vækst i floder og søer imens kvælstof normalt er det begrænsende næringsstof i havmiljøer.

Der er flere problemer med karakteriseringsfaktorerne baseret på Redfield forholdet. Således tager disse faktorer ikke hensyn til:

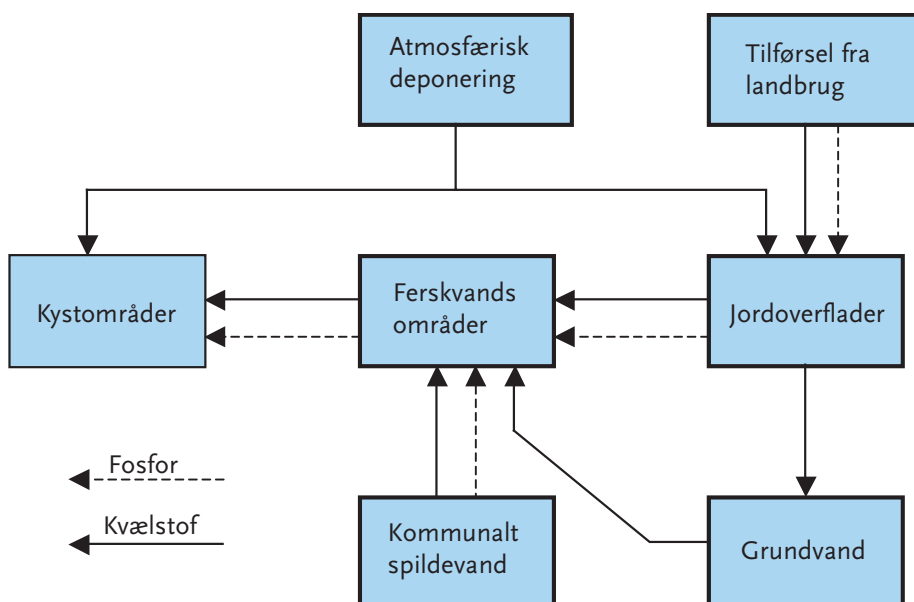
- ▶ At de hydrogeologiske forhold i den pågældende region er bestemmende for transporten af næringsstoffer fra landbruget i form af afløb af overfladevand og erosion (kvælstof og fosfor), og grundvandsudsivning (nitrogen) til overfladevand.
- ▶ Fosfor fjernes normalt ikke igen (i de fleste tilfælde lages det midlertidigt i bundsedimenter), men kvælstof forlader i et vist omfang det akvatiske system gennem denitrifikation (nitrat forbruges under anaerob biologisk nedbrydning under frigivelse af N<sub>2</sub>). Mængden af tilgængeligt kvælstof for biomassevækst over tid er således mindre den mængde der tilføres det akvatiske system.
- ▶ Alle næringsstoffer som ikke forlader det akvatiske system ender til sidst i havet. En vis mængde af næringsstofferne udledes direkte til havet, men det meste udledes til vandmiljøer inde på land, og når først havet siden hen via transport i vandløb og floder.
- ▶ Akvatiske økosystemer har forskellige kapaciteter med hensyn til at kunne klare næringssaltbelastning og efterfølgende phytoplankton vækst, og den i forvejen tilstedeværende baggrundsbelastning er bestemmende for hvor meget denne kapacitet udnyttes og hvorvidt en yderligere påvirkning er skadelig.



#### 6.4 UMIP2003 KARAKTERISERINGSFAKTORER

Hidtil er typiske karakteriseringsfaktorer for akvatisk eutrofiering baseret på den teoretisk maximale mængde biomasse som kan produceres fra et stof. Som det er beskrevet i det tidligere afsnit, er det maximale potentiale for biomasse vækst et dårligt mål for nærings saltbelastningen fra emissioner til akvatiske økosystemer. I denne sammenhæng er CARMEN modellen<sup>3</sup> anvendt til at opstille eksponeringsfaktorer for akvatisk eutrofiering, hvilket overvinder nogle af de identificerede problemer (de, der relaterer til næringsstoffernes skæbne). Faktorerne, som er beregnet ved hjælp af CARMEN modellen, udtrykker den andel af nærings saltemissionen fra landbrugsjord eller spildevandsanlæg, som vil eksponere søer og vandløb eller havmiljøet; dvs. faktorerne relaterer emissioner af næringsstoffer, til den nærings saltbelastning af vandløb, søer eller havmiljø, som de giver anledning til.

CARMEN modellen (version 1.0) beregner ændringen i nærings saltbelastningen i grundvand, ferskvandsrecipienter (flodafvanding) og kystområder ud fra ændringen i tilførsel af næringsstoffer. De næringsstoffetilførsler, der modelleres af CARMEN er atmosfærisk deponering af kvælstof på jord og i kystområder, fosfor og kvælstoftilførsel til landbrugsjord, og fosfor- og kvælstofudledninger fra kommunale rensningsanlæg. (se Figur 6.1).



FIGUR 6.1  
DE VÆSENTLIGSTE  
KILDER FOR KVÆLSTOF  
(FULDT OPTRUKNE PILE)  
OG FOSFOR (STIPLEDE  
PILE) TIL JORD,  
GRUNDVAND,  
OVERFLADEVAND OG  
KYSTOMRÅDER SOM  
MODELLERES I CARMEN  
MODELLEN (BEUSEN  
IKKE PUBLICERET).

<sup>3</sup> CARMEN er et akronym for CAuse effect Relation Model to support Environmental Negotiations. Det er en integreret vurderingsmodel til at analysere og vurdere strategier for reduktion af nærings saltbelastning i ferskvandsområder og kystområder i Europa. Modellen omfatter ikke en vurdering af økologiske effekter, men beregner ændringerne i næringsstoffbelastninger i grundvand, ferskvand (flodafvanding) og nære kystområder ud fra ændringerne i næringsstoffemissioner og tilførslerne (dvs. årsagerne).

CARMEN modellerer transporten af næringsalte til overfladevand fra landbrugsdrift, gennem udsivning af grundvand og afløb af overfladevand, og gennem atmosfærisk deponering, med en høj rumlig opløsning, baseret på 124320 gitter-elementer af hver 10x10 minutter (groft regnet 100-250 km<sup>2</sup>, afhængigt af den geografiske position (længde- og breddegraden) for det enkelte gitter-element. Kvælstof- og fosforkilderne bliver allokeret til hvert gitterelement på baggrund af anvendelsen af landområdet i det givne gitterelement (agerland, græsdyrkning, permanent dyrkning, skov, byområde, ferskvandsområder eller andet). Transporten af næringsstof via floder til havet er modelleret meget enkelt i CARMEN under forudsætning af faste fjernelseshastigheder for N og P fra ferskvandssystemerne. Vandstrømningen er den væsentligste transportmekanisme for næringsstofferne fra jord til overfladevand. Strømningsvejene, som modelleres, er grundvandsreservoir-afvandning (kvælstof), overfladeafstrømning (kvælstof) eller overfladisk jorderosion (fosfor) efterfulgt af flodtransport til kystområder.

De nationale eutrofieringsfaktorer beregnes ved at forøge den totale mængde af enten kvælstof eller fosfor fra en givet kildekategori i et land (andre emissioner for alle lande og andre kildekategorier forbliver uændrede). Den resulterende forøgelse af påvirkningen summeres over alle flod-oplande og have for at finde frem til faktorer, som udtrykker hvor stor en andel af emissionen der bidrager til næringsalt belastning i henholdsvis ferskvandsområder og havmiljø (udtrykt i kg per kg udledt). For hver kildekategori udregnes ændringen i næringsstofmængderne med en stedlig opløsning på 101 flodafvandinger og 32 kystområder. Desuden medtager beregningerne for kystområderne også den atmosfæriske afsætning som en kvælstofkilde. CARMEN modellen tager ikke hensyn til sammenhænge mellem emissionsland og afsætning i kystområder for atmosfæriske emissioner. På dette område suppleres modellen derfor med nationale data for de enkelte europæiske lande for den andel af luftbårne kvælstofemissioner som ender i europæiske have.

En yderligere detaljeret beskrivelse af CARMEN modellen og den anvendelse til beregning af stedafhængige karakteriseringsfaktorer kan findes i Potting et al., 2005a.

Ikke-stedafhængige eksponeringsfaktorer for Europa er givet i Tabel 6.2, og Appendiks 6.1 indeholder stedafhængige eksponeringsfaktorer for 32 europæiske regioner, hvori kvælstof og fosfor emissioner fra udledningslandet relateres til deres næringsaltbelastning af ferskvandsområder og havmiljø. Ferskvandsområderne omfatter: søer, åer, floder og afvandingsoplande, mens havmiljø omfatter kystområder, brakvand og åbent hav.

De stedafhængige eutrofieringsfaktorer udtrykker hvor stor en andel af det udledte næringsstof der bidrager til eutrofiering af europæiske ferskvandsmiljøer og kystområder. CARMEN modellen omfatter ikke en

vurdering af effekterne, dvs. om det udledte næringsstof i praksis resulterer i forøget biomasse produktion og hvilken effekt dette måtte have på vandets økologiske kvalitet. De beregnede faktorer repræsenterer således de højst mulige bidrag til biomassevækst (den værst tænkelige realistiske situation forstået på den måde, at fjernelse af næringsstoffer før de når vandmiljøet er taget i betragtning). Sammenlignet med de UMIP2003 faktorer, som er udviklet for terrestrisk eutrofiering og forsurening, dækker de således en kortere del af årsagskæden og bør betragtes som skæbne- eller eksponeringsfaktorer frem for, at de udtrykker en økologisk effekt i form af eutrofiering eller biomassevækst. Denne nyeste integrerede vurderingsmodellering af akvatisk eutrofiering tillader ikke en sådan effektivurdering.

Eftersom de er eksponeringsfaktorer, erstatter UMIP2003 faktorerne ikke UMIP97 faktorerne, som repræsenterer det forholdsvise indhold af næringsstof i forskellige forbindelser. I stedet skal de anvendes i kombination med UMIP97 faktorerne for separat karakterisering af kvælstofforbindelser og fosforforbindelser. I de tempererede og subtropiske regioner i Europa er ferskvandsområdernes vækst typisk fosfor begrænsede, men væksten i havområder er kvælstofbegrænsede (i troperne kan det være omvendt). Under hensyntagen til denne forskel behandles ferskvandsområder og havmiljø som to under-kategorier under den nye miljøpåvirkningskategori, akvatisk eutrofiering (nærings saltbelastning).

Anvendelse af UMIP2003 ikke-stedafhængige - og UMIP2003 stedafhængige eksponeringsfaktorer sammen med UMIP97 faktorerne er ligetil (se sektion 6.5 og 6.6). De typiske livscyklusopgørelser omfatter i forvejen den eneste yderligere og nødvendige information, som er krævet for stedafhængig vurdering, nemlig den geografiske region hvori emissionen finder sted.

Anvendelsen af stedafhængige eksponeringsfaktorer tilføjer imidlertid kun en begrænset yderligere opløsning svarende til maksimalt en faktor 7 i forskel mellem højeste og laveste vurdering. Den begrænsede forskel på de højeste og de laveste stedafhængige eksponeringsfaktorer retfærdiggør en vis skepsis overfor anvendelsen af stedafhængig vurdering, eftersom modelleringen i sig selv medfører en vis usikkerhed i stedfaktorerne.

**Den væsentligste anvendelse af stedafhængige eksponeringsfaktorer for akvatisk nærings saltbelastning er i forbindelse med følsomhedsanalyse.**

*Hvad udtrykker påvirkningerne?*

De akvatiske eutrofierings potentialer i henhold til UMIP 2003 for en emission af næringsstof, udtrykker den maksimale eksponering, som den kan forårsage på akvatiske systemer. Hvad dette angår, er de lige til nærings saltbelastningspotentialerne i UMIP97, og de udtrykkes også i de samme enheder, nemlig som N- eller P-ækvivalenter. Imidlertid, hvis man

sammenligner med UMIP97 påvirkningerne, bliver en større andel af stoffernes skæbne modelleret, og UMIP2003 påvirkningspotentialet repræsenterer således andelen af emissionen, som faktisk kan forventes at nå frem til forskellige akvatiske systemer. Hvor påvirkninger i henhold til UMIP97 repræsenterede ”værest tænkelige tilfælde” for eutrofieringspotentialer, kan UMIP2003 eutrofieringspotentialerne betragtes som ”realistiske værest tænkelige tilfælde”.

#### 6.5 KORREKTE OPGØRELSES DATA

Det er almindelig praksis indenfor livscyklusvurdering at betragte overfladejord på landbrugsmarker som en del af teknosfæren. Opgørelsen for næringsstoffemissioner i landbruget henfører derfor normalt til den mængde næringsstof, som der er mulighed for kan forlade de øverste jordlag efter planternes optag af næringsstof og binding af dem. I tilfælde, hvor dette tal ikke er kendt, stiller Anneks 6.3 faktorer til rådighed for estimering af den kombinerede udvaskning og afløb af næringsstoffer fra landbrugsjord såfremt den tilførte mængde gødning er kendt (dvs. før planterne har optaget næringsstofferne og de er bundet i jorden).

Tilsvarende refererer eksponeringsfaktorerne i Tabel 6.2 og Anneks 6.1 til emissionen af næringsstoffer med spildevand, dvs. efter passende spildevandsbehandling. I tilfælde, hvor spildevandsbehandling ikke har været modelleret som en del af opgørelsen, kan data findes i Potting et al., 2005a for typiske fjernelseeffektiviteter for næringsstoffer i forskellige typer spildevandsbehandling i Europa.

#### 6.6 IKKE-STEDAFHÆNGIG KARAKTERISERING

Det begrænsede interval mellem højeste og laveste stedafhængige eksponeringsfaktorer, som kan findes i Anneks 6.1, betyder at der kun er et lille incitament til at foretage en fuld stedafhængig vurdering af eksponeringen for denne påvirkningskategori, idet betydningen for resultatet som regel vil være begrænset.

Der er imidlertid stadigvæk god grund til at foretage ikke-stedafhængig karakterisering under anvendelse af de nye ikke-stedafhængige eksponeringsfaktorer i Tabel 6.2 i kombination med UMIP97 faktorerne, som beskrevet i det følgende. Proceduren er den samme for begge underkategorier: Ferskvandområder og havmiljø.

Den ikke-stedafhængige akvatiske eutrofierende påvirkning i ferskvandsområder og havmiljø hidrørende fra et produktsystem kan udregnes ved hjælp af følgende formel:

$$sg - EP(ae) = \sum_s (sg - AEEF_s \cdot CF(ne)_s \cdot E_s) \quad (6.1)$$

Hvor:

- sg-EP(ae) = Den ikke-stedafhængige akvatiske eutrofieringspåvirkning hidrørende fra en emission til ferskvandsområder eller havmiljø (i enten N-ækvivalenter eller P-ækvivalenter).
- sg-AEEF<sub>s</sub> = Den ikke-stedafhængige eksponeringsfaktor fra Tabel 6.2, som relaterer emissionen af stoffer for den givne kildekategori (f.eks. land) til den eutrofierende påvirkning af ferskvandsområder eller havmiljø.
- CF(ne)<sub>s</sub> = Karakteriseringsfaktoren fra Tabel 6.1, som understøtter aggregeringen med andre stoffer, som tilhører den samme gruppe (kvælstof- eller fosforforbindelser).
- E<sub>s</sub> = Emissionen af stoffet (s) (i g/f.u)

EMISSION TIL FERSKVANDSOMRÅDER	IKKE-STEDAFHÆNGIG VURDERING		STEDAFHÆNGIG VURDERING
STOF/KILDEKATEGORI	IKKE-STEDAFHÆNGIGE EKSPONERINGSFAKTORER = SG-AEEF(s)		STEDAFHÆNGIGE EKSPONERINGSFAKTORER (FAKTOR FINDES I ANNEKS 6.1)
	FAKTOR	(STANDARD-AFVIGELSE)	FAKTOR = SD-AEEF <sub>i,s</sub>
P- LANDBRUG (*)	0,06	(0,03)	SD-AEEF(P-LANDBRUG)
P-SPILDEVAND (**)	0,88	(0,15)	SD-AEEF(P-SPILDEVAND)
N- LANDBRUG (*)	0,53	(0,08)	SD-AEEF(N- LANDBRUG)
N-SPILDEVAND (**)	0,59	(0,15)	SD-AEEF(N-SPILDEVAND)

TABEL 6.2. EKSPONERINGSFAKTORER FOR IKKE-STEDAFHÆNGIG KARAKTERISERING, OG FOR STEDAFHÆNGIG KARAKTERISERING AF EUTROFIERING I FERSKVANDSOMRÅDER OG HAVMILJØ.

EMISSION TIL HAVMILJØ	IKKE-STEDAFHÆNGIG VURDERING		STEDAFHÆNGIG VURDERING
STOF/KILDEKATEGORI	IKKE-STEDAFHÆNGIGE EKSPONERINGSFAKTORER = SG-AEEF(s)		STEDAFHÆNGIGE EKSPONERINGSFAKTORER (FAKTOR FINDES I ANNEKS 6.1)
	FAKTOR	(STANDARD-AFVIGELSE)	FAKTOR = SD-AEEF(s)
P- LANDBRUG (*)	0,06	(0,03)	SD-AEEF(P-LANDBRUG)
P- SPILDEVAND (**)	1,00		SD-AEEF(P-SPILDEVAND)
N- LANDBRUG (*)	0,54	(0,08)	SD-AEEF(N- LANDBRUG L)
N- SPILDEVAND (**)	0,70		SD-AEEF(N- SPILDEVAND)

\*Disse faktorer vedrører næringsstofemissioner efter planternes næringsstofoptagelse  
 \*\*Faktorerne for spildevand udtrykker den andel, som frigives direkte til havmiljøet eller indirekte gennem floder for en gennemsnitlig europæisk situation.

Standardafvigelsen, som er givet for hvert stof i Tabel 6.2, repræsenterer den stedligt bestemte variation som ligger skjult i de ikke-stedafhængige eksponeringsfaktorer.

## 6.7 STEDAFHÆNGIG KARAKTERISERING

Idet intervallet mellem den højeste og den laveste stedafhængige eksponeringsfaktor i Anneks 6.1. er ret begrænset, er motivationen, som tidligere nævnt, for at foretage en fuld vurdering med stedafhængige eksponeringsfaktorer for akvatisk eutrofiering, begrænset. I stedet kan man betragte de stedafhængige faktorer som en information til brug i en følsomhedsanalyse og muligvis også for reduktion af den potentielle stedlige variation i den ikke-stedafhængige påvirkning.

Til brug for stedafhængig karakterisering er der udviklet en tre-trinsprocedure. Den akvatisk eutrofierende påvirkning hidrørende fra et givet produkt er som regel bestemt af en enkelt eller ganske få processer. Disse identificeres ved en udregning af den ikke-stedafhængige påvirkning, som beskrevet i afsnit 6.6 (trin 1), og, hvis det er ønsket, kan den ikke-stedafhængige påvirkning justeres med de relevante stedafhængige faktorer (trin 2 og 3).

### *Trin 1*

Den ikke-stedafhængige eutrofiering fra et produktsystem, som beregnet i det forrige afsnit, opdeles i bidragene fra de enkelte processer. Disse bidrag rangordnes derefter fra det største til det mindste bidrag, og processen med det største bidrag vælges.

### *Trin 2*

Den ikke-stedafhængige akvatiske eutrofiering fra trin 1 reduceres med bidraget fra processen som er valgt i trin 1. Dernæst beregnes den stedafhængige påvirkning fra emissionerne af denne proces ved brug af de relevante stedafhængige akvatiske eksponeringsfaktorer.

$$sd - EP(ae)_p = \sum_s (sd - AEEF_{s,i} \cdot CF(ne)_s \cdot E_{s,p}) \quad (6.2)$$

Hvor:

- |                   |   |   |
|-------------------|---|---|
| $sd - EP(ae)_p$   | = | Den stedafhængige akvatiske eutrofieringspåvirkning hidrørende fra emissionerne fra processen (p) til ferskvandsområder eller havmiljøer.   |
| $sd - AEEF_{s,i}$ | = | Den stedafhængige eksponeringsfaktor i Anneks 6.1 som relaterer emissionen af stoffer for den relevante kildekategori i land eller region (i), hvor proces (p) finder sted, med den eutrofierende påvirkning i ferskvandsområder eller havmiljø. Emissioner fra en ukendt region eller fra ikke europæiske regioner kan som en første tilnærmelse repræsenteres ved de ikke-stedafhængige faktorer. |
| $CF(ne)_s$        | = | Karakteriseringsfaktoren fra Tabel 6.1 som understøtter aggregeringen med andre stoffer, som tilhører samme gruppe (kvælstof- eller fosforforbindelser)   |
| $E_{s,p}$         | = | Emissionen af stoffet (s) fra den valgte proces (p) (i g/f.u).  |

Eksponeringsfaktorerne i Anneks 6.1 for spildevand dækker situationer, hvor landet, hvorfra emissionerne kommer, er kendt. På samme måde som ved fordelingen af spildevandsemissioner mellem ferskvandsområder og havmiljø, afspejler eksponeringsfaktorerne i Anneks 6.1 gennemsnitssituationen for det givne land. Såfremt det vides på forhånd, at en emission af næringsstof udelukkende går til ferskvandområder, bliver faktoren for kvælstof 0,7 og for fosfor 1,0 i stedet for den værdi der findes i Anneks 6.1. Såfremt emissionen går udelukkende til havmiljøet, bliver faktoren for ferskvandområder 0 for såvel kvælstof som for fosfor.

De relevante faktorer bestemmes af den geografiske region, hvor emissionen forekommer. Som en første tilnærmelse kan emissioner fra en ikke-europæisk eller ukendt region karakteriseres ved hjælp af de ikke-stedafhængige faktorer fra Tabel 6.2. Standard afvigelserne for disse faktorer i Tabel 6.2 giver et interval for stedlig variation, som er indeholdt i de ikke-stedafhængige faktorer indenfor Europa. I betragtning af størrelsen af variationen i emissioner og følsomheder indenfor Europa, forventes den stedafhængige faktor at ligge indenfor dette interval for de fleste regioner - også i resten af verden. Ekspertvurdering er muligvis nødvendig for at kunne afgøre om faktoren for emissionerne fra processerne i ikke-europæiske regioner skal findes i den øvre eller nedre del af intervallet.

### *Trin 3*

De stedafhængige bidrag fra den valgte proces i trin 1 lægges sammen med de justerede, ikke-stedafhængige bidrag fra trin 2. Trin 2 gentages indtil det stedafhængige bidrag fra de valgte processer er så stort at den stedligt bestemte variation ikke længere kan påvirke konklusionen af studiet (dvs. når den stedafhængige andel er større end 95% af det totale bidrag).

## 6.8 NORMALISERING

UMIP2003 personækvivalenterne for akvatisk eutrofiering er, under brug af UMIP2003 eksponeringsfaktorerne **12 kg N-ækv./person/år** og **0,41 kg P-ækv./person/år** eller i aggregeret form **58 kg NO<sub>3</sub>-ækv./person/år**.

I overensstemmelse med UMIP97 baseres normaliseringsreferencen for akvatisk eutrofiering på den påvirkning, der svarer til de aktuelle emissionsniveauer for 1995 (se Hauschild og Wenzel 1998d og Stranddorf et al., 2005). Inddrages UMIP2003 eksponeringsfaktorerne for akvatisk eutrofiering i beregningerne sammen med karakteriseringsfaktorerne fra UMIP97, bliver den totale påvirkning fra de europæiske emissioner 4467 kt N-ækv./år og 151 kt P-ækv./år eller i aggregeret form 21467 kt NO<sub>3</sub>-ækv./år. Personækvivalenten beregnes som en gennemsnitlig europæisk påvirkning per person for en europæisk befolkning på  $3,70 \cdot 10^8$  personer. Beregningen af normaliseringsreferencen er dokumenteret i Anneks 6.4.

## 6.9 FORTOLKNING

I betragtning af den begrænsede forskel der er mellem de højeste og de laveste stedafhængige eksponeringsfaktorer, vil den overvejende interesse for de stedafhængige eksponeringsfaktorer ligge i deres anvendelse til at repræsentere denne del af den stedlige variation i en følsomhedsanalyse.

Eksponeringsfaktorerne udtrykker den andel af emissionerne, som vil bidrage til eutrofiering af henholdsvis ferskvandsområder og havmiljø (1 kg per kg frigivet). Kombineret med UMIP97 eller tilsvarende karakteriseringsfaktorer for akvatisk eutrofiering antyder eksponeringsfaktorerne den mængde phytoplankton, som maksimalt kan blive produceret ud fra næringsstofemissionen. Sammenlignet med de faktorer, som under UMIP2003 er udviklet for terrestrisk eutrofiering og forsurening, repræsenterer faktorerne for akvatisk eutrofiering en mindre del af årsagskæden, og de må derfor betragtes som skæbne eller eksponeringsfaktorer frem for faktorer der udtrykker den økologiske effekt i form af eutrofiering og biomassevækst.

Ferskvandsområder er typisk begrænsede af fosfor, mens havmiljøer for det meste er begrænsede af kvælstof. Dette bør afspejles i fortolkningen af den vurderede nærings盐belastning. Den nyeste integrerede vurderingsmodellering af akvatisk eutrofiering tillader ikke en nærmere vurdering af den økologiske effekt. Anneks 6.2 indeholder et overblik over den økologiske kvalitet af floder i et antal lande. Dette overblik kan anvendes til en kvalitativ vurdering.

I Potting et al., 2005a er de stedafhængige eksponeringsfaktorer også indenfor landene stedligt bestemt for mere end 101 flod oplande og 42 havmiljøer. Denne information kan, om ønsket, anvendes til en kvalitativ effektvurdering i fortolkningen.

## 6.10 EKSEMPEL

Under anvendelse af UMIP2003 faktorerne foretages karakterisering for den opgørelse, som er præsenteret i Afsnit 1.6.

### *Ikke-stedafhængig karakterisering*

Som det er beskrevet i Afsnit 6.6, beregnes først de ikke-stedafhængige påvirkninger. Den akvatiske eutrofieringspåvirkning, som er vist i Tabel 6.3 er bestemt ved hjælp af UMIP97 faktorerne fra Tabel 6.1 og de ikke-stedafhængige eksponeringsfaktorer i Tabel 6.2.



STOF	N-ÆKVIVALENTER		AKVATISK EUTROFIERING			PLASTIC DEL SG-EP(AE)		ZINK DEL SG-EP(AE)	
	PLASTIC DEL	ZINK DEL	UMIP97 SG-AEEF			PLASTIC DEL	ZINK DEL		
	EMISSION, G/F.U.	EMISSION, G/F.U.	GNS. STD. AFV			GNS.	STD. AFV.	GNS.	STD. AFV.
EMISSIONER TIL LUFT	0	0							
HYDROGEN-CHLORID	0.001163	0.00172							
CARBON-MONOXID	0.2526	0.76							
AMMONIAK	0.003605	$7.1 \cdot 10^{-5}$	0,82	0,23	0,15	$6,80 \cdot 10^{-4}$	$4,43 \cdot 10^{-4}$	$1,34 \cdot 10^{-5}$	$8,73 \cdot 10^{-6}$
METHAN	3.926	2.18							
VOC, KRAFTVÆRK	0.0003954	0.00037							
VOC, DIESEL MOTORER	0.02352	0.0027							
VOC, USPECIFICERET	0.89	0.54							
SVOVL-DIOXID	5.13	13.26							
NITROGEN-OXIDER	3.82	7.215	0,3	0,32	0,14	0,367	0,160	0,693	0,303
BLY	$8.031 \cdot 10^{-5}$	0.0002595							
CADMIUM	$8.66 \cdot 10^{-6}$	$7.451 \cdot 10^{-5}$							
ZINK	0.000378	0.00458							
EMISSIONER TIL VAND	0	0							
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	$5.487 \cdot 10^{-5}$	$4.86 \cdot 10^{-5}$	1	0,7		$3,84 \cdot 10^{-5}$		$3,40 \cdot 10^{-4}$	
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	0.0004453	0.003036	1	0,7		$3,12 \cdot 10^{-4}$		0,0021	
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	$1.4 \cdot 10^{-5}$	0	0	0,83	$3,83 \cdot 10^{-6}$	0	0	0	0
ZINK	$3.171 \cdot 10^{-5}$	0.002209							
TOTAL						0,368	0,160	0,695	0,303

TABEL 6.3.  
IKKE-STEDAFHÆNGIGE  
AKVATISKE  
EUTROFIERINGS-  
PÅVIRKNINGER  
UDTRYKT SOM N- OG P-  
ÆKVIVALENTER FOR EN  
STØTTEKLODS  
FREMSTILLET I PLASTIC  
ELLER ZINK.

STOF	PLASTIC DEL	ZINK DEL	AKVATISK EUTROFIERING			PLASTIC DEL SG-EP(AE)		ZINK DEL SG-EP(AE)			
	EMISSION, G/F.U.	EMISSION, G/F.U.	P/G	G P/F.U.		G P/F.U.		G P/F.U.			
EDIP97 SG-AEEF											
EMISSIONER TIL LUFT			GNS.	STD.	AFV	GNS.	STD.	AFV	GNS.	STD.	AFV.
HYDROGEN-CHLORID	0.001163	0.00172									
CARBON-MONOXID	0.2526	0.76									
AMMONIAK	0.003605	$7.1 \cdot 10^{-5}$	0	0	0	-	0	0			
METHAN	3.926	2.18									
VOC, KRAFTVÆRK	0.0003954	0.00037									
VOC, DIESEL MOTORER	0.02352	0.0027									
VOC, USPECIFICERET	0.89	0.54									
SVOVLDIOXID	5.13	13.26									
NITROGEN-OXIDER	3.82	7.215	0	0	0	-	0	0			
BLY	$8.031 \cdot 10^{-5}$	0.0002595									
CADMIUM	$8.66 \cdot 10^{-6}$	$7.451 \cdot 10^{-5}$									
ZINK	0.000378	0.00458									
EMISSIONER TIL VAND	0	0									
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	$5.487 \cdot 10^{-5}$	$4.86 \cdot 10^{-5}$	0	0	0	-	0	0	0	0	0
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	0.0004453	0.003036	0	0	0	-	0	0	0	0	0
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	$1.4 \cdot 10^{-5}$	0	0,33	0,83	$3,83 \cdot 10^{-6}$	$1,02 \cdot 10^{-6}$	0	0	0	0	0
ZINK	$3.171 \cdot 10^{-5}$	0.002209									
<b>TOTAL</b>						<b><math>3,83 \cdot 10^{-6}</math></b>	<b><math>1,02 \cdot 10^{-6}</math></b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>

Anvendes de ikke-stedafhængige karakteriseringsfaktorer, har zink-støtteklodsens den største N-ækvivalent, hvorimod kun plastic-klodsens har bidrag til den akvatiske eutrofiering med P. For begge komponenter er den akvatiske næringssaltbelastning overvejende forårsaget af NO<sub>x</sub>-emissioner afsat i havmiljø, mens bidragene fra vandbårne emissioner er uden betydning. For de ikke-stedafhængige påvirkninger er den potentielle stedlige variation så stor (hvilket fremgår af den stedligt bestemte standardafvigelse) at konklusionen kan blive ændret hvis den stedlige variation inkluderes.

Derfor foretages en stedafhængig karakterisering for de processer, som bidrager mest til den ikke-stedafhængige akvatiske næringssalt-belastning med N i bestræbelserne på at reducere den stedligt bestemte usikkerhed og styrke konklusionen.

#### Stedafhængig karakterisering

Tabel 6.3 viser, at de overvejende bidrag til den ikke-stedafhængige akvatiske næringssaltbelastning skyldes emissioner af NO<sub>x</sub> til luft. Bidragene fra emissioner af NH<sub>3</sub> til luft og NO<sub>3</sub>-N, og NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N til vand kan der ses bort fra i den samlede påvirkning. For zink komponenten, er de væsentligste kilder til NO<sub>x</sub> emission produktionen af zink fra minen i Bulgarien, støbningen af komponenten i Jugoslavien, og den del af transporten som foregår på lastbil gennem Tyskland (data ikke vist). For plastic komponenten er de væsentligste kilder til NO<sub>x</sub> produktionen af polymeren i Italien, sprøjtestøbningen af komponenten i Danmark og transporten af komponenten på lastbil, fortrinsvis gennem Tyskland (idem). Emissionerne fra disse processer bidrager til omkring 99% og 75% af alle de ikke-stedafhængige påvirkninger i Tabel 6.3 for zinkkomponenten henholdsvis plastic komponenten (data ikke vist).

Til beregning af de stedafhængige påvirkninger fra disse nøgle-processer, anvendes de relevante stedafhængige faktorer fra Anneks 6.1. Resultaterne er vist i Tabel 6.4.

ZINK DEL	EMISSION KARAKTERISERINGS- AKV. EUTR. FAKTOR, PÅVIRKNING			
	G/F.U.	G N-ÆKV./G	ANNEKS 6.1 G/G	SD-EP(AE) G N-ÆKV./F.U.
<b>NO<sub>x</sub> EMISSIONER</b>				
ZINK PRODUKTION, BULGARIA	0,97	0,3	0,31	0,09
ZINK STØBNING, JUGOSLAVIEN	1,65	0,3	0,19	0,09
TRANSPORT, HOVEDSAGELIG TYSKLAND	4,56	0,3	0,23	0,31
<b>TOTAL, ZINK DEL</b>				0,5
PLASTIC DEL	EMISSION KARAKTERISERINGS- AKV. EUTR. FAKTOR, PÅVIRKNING			
	G/F.U.	G N-ÆKV./G	ANNEKS 6.1 G/G	SD-EP(AE) G N-ÆKV./F.U.
<b>NO<sub>x</sub> EMISSIONER</b>				
PLASTIC PRODUKTION, ITALIEN	0,63	0,3	0,40	0,08
SPRØJTESTØBNING, DANMARK	0,48	0,3	0,41	0,06
TRANSPORT, HOVEDSAGELIG TYSKLAND	1,74	0,3	0,23	0,12
<b>TOTAL, PLASTIC DEL</b>				0,3

TABEL 6.4.  
STEDAFHÆNGIGE  
AKVATISKE  
EUTROFIERINGS-  
PÅVIRKNINGER FOR  
NØGLE PROCESSER FRA  
BEGGE PRODUKT-  
SYSTEMER.

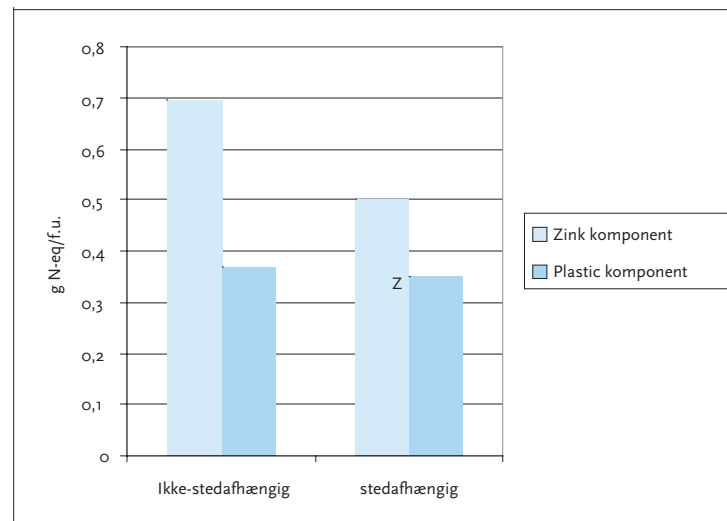
De ikke-stedafhængige påvirkninger fra nøgleprocesserne trækkes fra de oprindelige ikke-stedafhængige påvirkninger i Tabel 6.3, og de stedafhængige påvirkninger i Tabel 6.4 lægges til. De således korrigerede akvatiske eutrofieringspåvirkninger vises i Tabel 6.5, og afvigelsen fra de originale ikke-stedafhængige påvirkninger i Tabel 6.3. vises i Figur 6.2.

**TABEL 6.5.**  
AKVATISKE  
EUTROFIERINGSPÅVIRK-  
NINGER VIST SOM  
N-ÆKVIVALENTER FRA  
BEGGE PRODUKT-  
SYSTEMER MED  
STEDAFHÆNGIG  
KARAKTERISERING AF  
EMISSIONERNE FRA  
NØGLEPROCESSERNE.

AKVATISK EUTROFIERING, SD-EP(AE) G N-ÆKV./F.U	
ZINK KOMPONENT	0,50
PLASTIC KOMPONENT	0,35

Stedafhængig karakterisering reducerer størrelsen af den akvatiske eutrofiering med N en smule og reducerer dominansen af zink komponenten. For den zinkbaserede komponent er omkring 99% af denne påvirkning nu beregnet under anvendelse af stedafhængige karakteriseringsfaktorer, mens den stedafhængige andel for plastic komponenten er omkring 75%. Selvom stedafhængig karakterisering var udført for alle de øvrige processer i produktsystemet, er det ikke sandsynligt at resultatet ville være meget anderledes på grund af deres begrænsede andel af det totale, samt standard afvigelsen. Det stedligt betingede potentiale for variation af påvirkningen er i stor udstrækning blevet annulleret for begge komponenter.

**FIGUR 6.2**  
IKKE-STEDAFHÆNGIGE  
OG STEDAFHÆNGIGE  
AKVATISKE  
EUTROFIERINGS-  
PÅVIRKNINGER MED N  
FRA DE TO PRODUKT-  
SYSTEMER. FOR DE  
STEDAFHÆNGIGE  
PÅVIRKNINGER, ER DE  
STEDAFHÆNGIGE  
EKSPONERINGSFAKTORER  
KUN ANVENDT FOR  
NØGLEPROCESSERNE  
SOM BESKREVET I DET  
FORRIGE.



ANNEKS 6.1: STEDAFHÆNGIGE EKSPONERINGSFAKTORER FOR EUTROFIERING I FERSKVANDSOMRÅDER OG HAVMILJØ

	FERSKVAND				HAVMILJØ					
	KVÆLSTOF		FOSFOR		KVÆLSTOF			FOSFOR		
	LANDB SP.V	LANDB SP.V	LANDB SP.V.	LANDB SP.V.	LANDB SP.V.	NH <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	LANDB SP.V.		
ALBANIEN	0.53	0.57	0.1	0.81	0.53	0.7	0.29	0.32	0.1	1
ØSTRIG	0.6	0.7	0.15	1	0.6	0.7	0.06	0.18	0.15	0.98
BALTISKE LANDE	0.51	0.63	0.05	0.9	0.52	0.71	0.19	0.2	0.05	1
HVIDE RUSLAND	0.45	0.7	0.04	1	0.45	0.71			0.04	1
BELGIEN & LUXEMBOURG	0.56	0.66	0.05	0.94	0.58	0.7	0.19	0.27	0.06	1
BULGARIEN	0.56	0.7	0.03	0.99	0.55	0.7	0.13	0.31	0.03	1
KAUKASUS	0.53	0.59	0.06	0.88	0.54	0.7			0.06	1
TJEKKIET & SLOVAKIET	0.64	0.7	0.07	1	0.64	0.7	0.07	0.16	0.06	0.99
DANMARK	0.34	0.35	0.02	0.48	0.44	0.7	0.45	0.41	0.03	1
FINLAND	0.57	0.46	0.04	0.64	0.64	0.71	0.29	0.32	0.04	1
FRANKRIG	0.57	0.65	0.06	0.93	0.59	0.7	0.28	0.34	0.06	1
TYSKLAND, ØST	0.53	0.66	0.03	0.94	0.55	0.7	0.16	0.23	0.03	1
TYSKLAND, VEST	0.52	0.68	0.06	0.97	0.53	0.71	0.16	0.25	0.06	1
GRÆKENLAND	0.51	0.42	0.04	0.63	0.51	0.7	0.38	0.55	0.04	1
UNGARN	0.5	0.7	0.03	1	0.51	0.69	0.07	0.16	0.02	0.99
ISLAND	0.64	0.59	0.09	0.88	0.64	0.7			0.09	1
IRLAND	0.62	0.64	0.13	0.91	0.62	0.7	0.51	0.69	0.13	1
ITALIEN	0.52	0.55	0.06	0.79	0.52	0.7	0.29	0.4	0.06	1
MOLDAVIEN	0.5	0.7	0.02	1	0.51	0.68	0.1	0.2	0.02	0.98
HOLLAND	0.26	0.31	0.03	0.37	0.36	0.72	0.27	0.38	0.03	1
NORGE	0.56	0.5	0.08	0.71	0.64	0.71	0.52	0.51	0.09	1
POLEN	0.47	0.69	0.03	0.98	0.47	0.7	0.11	0.18	0.03	1
PORTUGAL	0.62	0.52	0.06	0.75	0.62	0.7	0.37	0.44	0.06	1
RUMÆNIEN	0.57	0.7	0.04	1	0.57	0.7	0.08	0.18	0.04	1
RUSLAND	0.55	0.6	0.04	0.86	0.55	0.7	0.18	0.38	0.04	1
SPANIEN	0.61	0.6	0.03	0.86	0.61	0.7	0.25	0.41	0.03	1
SVERIGE	0.52	0.56	0.04	0.83	0.59	0.71	0.37	0.38	0.04	1
SCHWEIZ	0.63	0.7	0.12	1	0.65	0.7	0.06	0.19	0.12	1
TYRKIET	0.53	0.59	0.06	0.88	0.54	0.7			0.06	1
UKRAINE	0.49	0.68	0.03	0.97	0.5	0.7	0.11	0.17	0.03	1
ENGLAND	0.53	0.58	0.08	0.84	0.6	0.71	0.48	0.57	0.09	1
JUGOSLAVIEN	0.59	0.69	0.09	0.99	0.59	0.69	0.08	0.19	0.09	0.98
GENNEMSNIET	0.53	0.59	0.06	0.88	0.54	0.7	0.23	0.32	0.06	1
STANDARDAFVIGELSE	0.08	0.15	0.03	0.15	0.08		0.15	0.14	0.03	
MINIMUM	0.26	0.05	0.02	0.37			0.06	0.16		
MAKSIMUM	0.64	0.07	0.15	1	0.65		0.52	0.69	0.15	

ANNEKS 6.2: PROCENTANDEL AF FLODSTRÆKNINGER I FORSKELLIGE  
EUROPÆISKE LANDE KLASIFICERET SOM GOD, RIMELIG, DÅRLIG  
ELLER ELENDIG KVALITET

Flodstrækninger af god kvalitet har næringsfattigt vand, lavt indhold af organisk stof, mætning med opløst ilt, rig invertebrat fauna, og passende gydesteder for laksefisk. Flodstrækninger med moderat organisk forurening næringssaltindhold, gode iltforhold, rig flora og fauna og stor fiskebestand er klassificeret som rimelige. Flodstrækninger med dårlig kvalitet har kraftig organisk forurening, normalt lave iltkoncentrationer, lokalt forekommende anaerobe sedimenter, forekomster af større mængder af organismer, som er upåvirkede af iltfattige forhold, små eller ingen fiskebestande og periodisk fiskedød. Floder med elendig kvalitet vand har ekstreme mængder af organisk forurening, lange perioder med meget lavt iltindhold eller ligefrem iltsvind, anaerobe sedimenter, kraftig tilførsel af toksiske stoffer, ingen fisk (Kristensen og Hansen 1994). Det bør nævnes, at opgørelsen i tabellen er baseret på meget forskellige antal floder og flodstationer i hvert land, og at klassifikationen er baseret på hvert enkelt lands egne målinger, som indbyrdes ikke er blevet kalibreret i forhold til hinanden.

LAND	GOD	RIMELIG	DÅRLIG	ELENDIG
ØSTRIG (1991)	14	82	3	1
BELGISK FLANDERN (1989-1990)	17	31	15	37
BULGARIEN (1991)	25	33	31	11
KROATIEN	15	60	15	10
TJEKKIET	12	33	27	28
DANMARK (1989-1991)	4	49	35	12
ENGLAND/WALES (1990)	64	25	9	2
FINLAND (1989-1990)	45	52	3	0
TIDLIGERE VESTTYSKLAND (1995)	44	40	14	2
ISLAND	99	1	0	0
IRLAND (1987-1990)	77	12	10	1
ITALIEN	27	31	34	8
LETLAND	10	70	15	5
LITAUEN	2	97	1	0
LUXEMBOURG	53	19	17	11
HOLLAND	5	50	40	5
NORD IRLAND (1990)	72	24	4	0
POLEN	10	33	29	28
RUMÆNIEN	31	40	24	5
RUSLAND	6	87	5	2
SKOTLAND (1990)	97	2	1	0
SLOVENIEN (1990)	12	60	27	1

**ANNEKS 6.3: UDVASKNING OG OVERFLADEAFSTRØMNING AF NÆRINGSSTOFFER FRA OVERFLADEJORD**

Faktorerne anvendes til bedømmelse af kombinationen af udvaskning og afstrømning af næringsstoffer fra overfladelandbrugsjord til overfladevand efter planternes optag og binding (eksponeringsfaktorerne i Tabel 6.1 gælder for denne slags opgørelsesdata). Skal anvendes i tilfælde hvor opgørelsens information vedrører mængderne af næringsstoffer, som er tilført snarere end emissionen fra jord.

	<b>KVÆLSTOF EFTER PLANTERNES OPTAGELSE OG BINDING</b> (I KG/KG TILFØRT)			<b>FOSFOR EFTER</b>
	<b>GRÆSMARKER</b> <100 KG N <sub>APPL</sub> /HA	<b>GRÆSMARKER</b> >100 KG N <sub>APPL</sub> /HA	<b>DYRKEDE &amp;</b> <b>NATURLIGE OMRÅDER</b>	<b>PLANTERNES OPTAG</b> (I KG/KG TILFØRT)
SAND	0,00	0,15	0,25	0,10
LERMULD	0,00	0,10	0,18	0,10
LER	0,00	0,05	0,10	0,10
TØRV	0,00	0,01	0,05	0,10

#### ANNEKS 6.4: NORMALISERINGSREFERENCE FOR AKVATISK EUTROFIERING

En fælles europæisk normaliseringsreference for akvatisk eutrofiering er udregnet på baggrund af nationale emissionsopgørelser for en række europæiske lande - tilvejebragt af Larsen, 2005, under anvendelse af UMIP2003 eksponeringsfaktorer og UMIP97 karakteriseringsfaktorer i henhold til ligning 6.2 for stedafhængig akvatisk eutrofiering:

$$sd - AEI_p = \sum_c (sd - AEEF_{s,i} \cdot EF(ne)_s \cdot E_{s,p})$$

Følgende antagelser gælder:

1. For EU15 landene, beskriver opgørelserne over vandbårne emissioner af N og P de mængder, der årligt ender i havet (Østersøen, Nordsøen/ Atlanterhavet eller Middelhavet). Der er således ikke behov for at indføre en eksponeringsfaktor idet den fjernelse, som finder sted mellem emissionen fra landbrug eller spildevands-behandlingsanlæg og havet, allerede er foregået.

2. Der er foretaget en korrektion for at estimere den menneskeskabte andel af den totale nærings saltbelastning, som når havet. Danske resultater viser at 85-90% af de vandbårne emissioner af kvælstof og fosfor er menneskeskabte. Forudsættes disse tal at være repræsentative for Europa, skal de totale emissionsopgørelser multipliceres med en faktor 0,88 for at komme frem til den totale menneskeskabte emission, som når ud til havene omkring Europa.

3. For de nationale emissionsopgørelser for luftbårne næringsstoffer af NO<sub>x</sub> og NH<sub>3</sub>, kan de relevante nationale AEEFs findes i Anneks 6.1 og anvendes sammen med karakteriseringsfaktorerne i UMIP97 for nærings saltbelastning.

Beregningen af normaliseringsreferencen for den akvatiske eutrofiering er vist i tabellen nedenfor.

Normaliseringsreferencen er beregnet ved at dividere de totale EU-15 påvirkninger for 1994 med det totale befolkningstal i EU15 landene i 1994:

#### NORMALISERINGSREFERENCER FOR AKVATISK EUTROFIERING

NÆRINGSSALT	EU15 EMISSION 1994	EU15 BEFOLKNINGSTAL MILLIONER PERSONER I 1994	NORMALISERINGSREFERENCE
		1994	
KVÆLSTOF	4467 KT N-ÆKV./ÅR	12	KG N-ÆKV./PERSON/ÅR
FOSFOR	151 KT P-ÆKV./ÅR	370	0,41 KG P-ÆKV./PERSON/ÅR
N OG P	21467 KT NO <sub>3</sub> - ÆKV./PERSON/ÅR	58	KG NO <sub>3</sub> -ÆKV./PERSON/ÅR



LAND	BEFOLKNINGSTAL (MILLIONER)	UDLØB TIL FLODER			
		TOTAL N (KT/ÅR)	TOTAL P (KT/ÅR)	MENNESKE- SKABT N (KT/ÅR)	MENNESKE- SKABT P (KT/ÅR)
TYSKLAND	81,1	376,4	13,1	331,2	11,5
STORBRITANNIEN	58,2	376	36	331	32
FRANKRIG	57,7	185	8	163	7
ITALIEN	57	346	29	304	26
SPANIEN	39,1	185	11	163	9,7
HOLLAND	15,3	490	27,5	431	24,2
GRÆKENLAND	10,4	117	7	103	6,2
BELGIEN	10,1	47	2	41	1,8
PORTUGAL	9,9	15,7	14,2	13,8	12,5
SVERIGE	8,7	137,8	5	121,3	4,4
ØSTRIG	8			0	0
DANMARK	5,2	140,6	4,5	123,7	4,0
FINLAND	5,1	66,1	3,6	58,2	3,2
IRLAND	3,6	179,1	10,5	157,6	9,2
LUXEMBOURG	0,4			0	0
EU-15	369,8	2661,7	171,4	2342,3	150,8

LAND	BEFOLKNINGS-TAL (MILLIONER)	LUFTBÅRNE EMISSIONER			
		NO <sub>x</sub> (KT/ÅR)	AEEF FOR NO <sub>x</sub> TIL LUFT (G/G)	NH <sub>3</sub> (KT/ÅR)	AEEF FOR NH <sub>3</sub> TIL LUFT (G/G)
TYSKLAND	81,1	2266	0,24	623	0,16
STORBRITANNIEN	58,2	2387	0,57	320	0,48
FRANKRIG	57,7	1682	0,35	667	0,28
ITALIEN	57	2157	0,4	389	0,29
SPANIEN	39,1	1223		344	
HOLLAND	15,3	530	0,38	172	0,27
GRÆKENLAND	10,4	357	0,55	445	0,38
BELGIEN	10,1	374	0,27	79	0,19
PORTUGAL	9,9	249	0,44	93	0,37
SVERIGE	8,7	444	0,38	51	0,37
ØSTRIG	8	171	0,18	86	0,06
DANMARK	5,2	276	0,41	94	0,45
FINLAND	5,1	288	0,32	41	0,29
IRLAND	3,6	117	0,69	125	0,51
LUXEMBOURG	0,4	23	0,27	7	0,19
EU-15	369,8	12544		3536	

LAND	BEFOLKNINGS-TAL (MILLIONER)	STEDAFHÆNGIGT AKVATISK EUTROFIERINGSPOTENTIALE		
		KT N-ÆKV./ÅR	KT P-ÆKV./ÅR	KT NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ÆKV./ÅR
TYSKLAND	81,1	576,1	11,5	2684,84
STORBRITANNIEN	58,2	865	32	4192,75
FRANKRIG	57,7	492,6	7,	2269,32
ITALIEN	57	655,8	26	3190,94
SPANIEN	39,1	162,8	9,7	822,36
HOLLAND	15,3	530	24,2	2604
GRÆKENLAND	10,4	301	6,2	1401
BELGIEN	10,1	84	1,8	393
PORTUGAL	9,9	75	12,5	465
SVERIGE	8,7	187	4,4	880
ØSTRIG	8	13	0	60
DANMARK	5,2	192	4,0	896
FINLAND	5,1	96	3,2	458
IRLAND	3,6	234	9,2	1136
LUXEMBOURG	0,4	3	0	13
EU-15	369,8	4467	151	21467

# 7. Fotokemisk ozondannelse

Baggrundsinformation for dette kapitel kan findes i:

Kapitel 3 i "Environmental assessment of products. Volume 2: Scientific background" af Hauschild og Wenzel (1998a).

Kapitel 6 i "Background for spatial differentiation in life cycle impact assessment – EDIP 2003 methodology" af Potting og Hauschild (2005).

## 7.1 INTRODUKTION

Når opløsningsmidler og andre let-fordampelige organiske forbindelser sendes ud i atmosfæren, bliver de fleste af dem nedbrudt indenfor få dage eller uger. Under indvirken af sollys reagerer kvælstofoxider ( $\text{NO}_x$ ) og let-fordampelige organiske forbindelser (VOC'er) og danner ozon.

Nitrogenoxiderne forbruges ikke under denne reaktion, men optræder som en slags katalysator. Afhængigt af VOC'ernes art vil reaktionerne foregå over nogle timer eller dage. Da processerne igangsættes af sollys, kaldes de 'fotokemisk ozondannelse'. Processerne foregår i troposfæren, som er den lavereliggende del af atmosfæren, hvor de udgør den væsentligste kilde til ozondannelsen.

Den dannede ozon er en ustabil gas, men ikke desto mindre har den en halveringstid på et par uger i troposfæren. Dette betyder imidlertid også, at den dannede ozon i troposfæren ikke kan stige op i stratosfæren og der afhjælpe den udtynding af ozonlaget som finder sted. Den dannede ozon spredes vidt omkring i troposfæren, hvilket betyder, at den ozon, som måles på en bestemt lokalitet, sagtens kan være dannet ud fra VOC eller  $\text{NO}_x$  emissioner hundredvis af kilometer væk. Ozonkoncentrationen i troposfæren stiger med omkring 1% per år over det meste af den nordlige halvkugle, hvor størstedelen af VOC og  $\text{NO}_x$  emissionerne forekommer. Over den sydlige halvkugle er ozon koncentrationen i troposfæren praktisk talt konstant.

På grund af ozons store reaktivitet angribes organiske stoffer i planter og dyr eller materialer, som er udsat for luftens påvirkning. Dette fører til et forøget antal tilfælde af mennesker, som lider af luftvejsproblemer i perioder, hvor der forekommer fotokemisk smog i byer, og den til stadighed stigende ozonkoncentration er årsag til lavere udbytte på landbrugsjord. I Danmark er dette tab skønnet til at udgøre omkring 10% af den totale landbrugsproduktion fra dyrkning på marker.

## 7.2 KLASSIFICERING

De stoffer, som bidrager til fotokemisk ozondannelse er:

- Let-fordampelige organiske forbindelser (VOC)<sup>4</sup>
- Kvælstofoxider ( $\text{NO}_x$ )
- Carbonmonoxid (CO)
- Methan ( $\text{CH}_4$ )

<sup>4</sup> VOC betyder Volatile Organic Compound

#### *Let-fordampelige organiske forbindelser*

Med definitionen i UMIP97, er en let-fordampelig organisk forbindelse defineret som en *organisk forbindelse med et kogepunkt under 250 °C*. Foruden at være let-fordampelig, skal forbindelsen *indeholde brint- eller dobbeltbindinger mellem kulstof atomerne* for at kunne undergå oxidation under dannelse af ozon. Grundet den usædvanligt lange levetid for methan (CH<sub>4</sub>) og deraf følgende lave ozondannelsespotentiale, skelnes der ofte mellem denne forbindelse og øvrige VOC'er, som af og til benævnes NMVOC'er<sup>5</sup> (VOC'er, som ikke er methan). Hvis ikke andet er specificeret i denne vejledning skal VOC'er forstås som VOC'er, der ikke er methan. VOC'er kan i livscyklusopgørelser optræde som individuelle forbindelser eller som blandinger. De væsentligste kilder til VOC emissioner er forbrændingsprocesser og anvendelsen af organiske opløsningsmidler.

#### *Kvælstofoxider*

NO<sub>x</sub> omfatter kvælstofoxider med formlerne NO og NO<sub>2</sub>. De to oxider omdannes let til hinanden via oxidation eller reduktion, og deres indbyrdes mængdeforhold betinges af redox forholdene i den omgivende luft. Derfor opgives de normalt samlet som NO<sub>x</sub>. Den væsentligste kilde til NO<sub>x</sub> er forbrændingsprocesser, hvor det dannes af atmosfærisk kvælstof N<sub>2</sub> og ilt O<sub>2</sub>.

#### *Carbonmonoxid*

Selvom Carbonmonoxid, CO, ikke er en organisk forbindelse bidrager dette også til fotokemisk ozondannelse. Den væsentligste kilde til CO er ufuldstændig forbrænding.

#### *Methan*

Bidraget fra CH<sub>4</sub> til ozondannelse betyder mere på det globale plan end på det regionale plan, grundet gassens lange levetid i troposfæren, og methan betragtes desuden som en vigtig drivhusgas. De væsentligste menneskeskabte methankilder udgøres af forbrændingsprocesser og biologiske kilder som rismarker og fordøjelsessystemer på kreaturer.

### 7.3 UMIP97 KARAKTERISERINGSFAKTORER

De fleste gængse livscyklusvurderingsmetoder benytter fotokemisk ozonskabelsespotentialer POCPs<sup>6</sup>, til at karakterisere den fotokemiske ozondannelse fra VOC'er. POCP faktorerne, som anvendes i UMIP97 udtrykker potentialet for dannelse af ozon over de første 4-9 dage efter emissionen, ved troposfæriske standardkoncentrationer af hydroxyl radikaler og NO<sub>x</sub> under normale atmosfæriske forhold. POCP faktorerne kan findes i Tabel 23.3 og 23.4 i Wenzel et al. 1997. Ozondannelses potentialet for et stof udtrykkes i forhold til potentialet for ethylen (C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>), som bruges som referencestof. Som det er diskuteret i Hauschild og Wenzel, 1998e, er

<sup>5</sup> NMVOC betyder Non Methane Volatile Organic Compounds

<sup>6</sup> POCP betyder Photochemical Ozone Creation Potential

ozondannelse stærkt afhængig af de lokale forhold som eksempelvis den samtidige tilstedeværelse af andre VOC'er og NO<sub>x</sub>, samt solstrålingens intensitet, alle faktorer der varierer stærkt fra lokalitet til lokalitet. Dette er årsagen til at en foreløbig stedlig differentiering blev introduceret for denne påvirkningskategori i UMIP97 gennem en skelnen mellem emissioner der forekommer i regioner med lavt henholdsvis højt baggrundsniveau for NO<sub>x</sub>.

Definitionen af POCP faktorerne udelukker muligheden for at repræsentere bidraget fra NO<sub>x</sub> til fotokemisk ozondannelse. Dette betyder, at der kun er taget hensyn til bidraget fra VOC'er. Som det allerede er nævnt i dokumentationen af UMIP97, er dette ret uheldigt, da NO<sub>x</sub> i visse tilfælde kan være den væsentligste bidragsyder ved dannelsen af fotokemisk ozon. Ikke desto mindre er bidraget fra NO<sub>x</sub> ikke omfattet, ved anvendelse af UMIP97 metoden.

#### 7.4 UMIP2003 KARAKTERISERINGSFAKTORER

Den manglende mulighed for at fremstille den stedlige variation i ozondannelsen på en tilfredsstillende måde er den vigtigste baggrund for udviklingen af nye stedafhængige karakteriseringsfaktorer, som tillader en meget højere grad af stedlig differentiering, hvilket afslører temmelig store forskelle, som udlignes i UMIP97 fremgangsmåden.

Desuden indeholder UMIP2003 faktorerne følgende fortrin i forhold til POCP fremgangsmåden, som er anvendt i UMIP97:

- ▶ Det resulterende påvirkningspotentiale er mere ligetil at fortolke i form af miljømæssig skadevirkning, idet det er modelleret videre i årsagskæden, så det også inkluderer eksponeringen af mennesker og vegetation, frem for kun at forudsige den potentielle dannelse af ozon.
- ▶ Afhængigheden af forholdene i omgivelserne betyder, at potentialet for ozondannelsen kan forventes at variere fra år til år. UMIP2003 faktorerne er beregnet for emissionsniveauer for tre forskellige år (1990, 1995 samt forudsigelser om emissionsniveauet i 2010) for gennemsnitlige meteorologiske forhold, hvilket muliggør en bedømmelse af variationen over tid. Her vises kun faktorerne for 1995 - de øvrige kan findes i Hauschild et al., 2005.

UMIP2003 karakteriseringsfaktorerne for fotokemisk ozondannelse er udviklet under anvendelse af RAINS modellen, som også blev brugt til udvikling af karakteriseringsfaktorer for forsuring og terrestrisk eutrofiering. Metoden omfatter ikke-stedafhængige faktorer (se Tabel 7.1), såvel som stedafhængige faktorer for 41 europæiske lande eller regioner (se Anneks 7.1 til dette kapitel). Baseret på information om udledningsregionen eller landet relaterer de fotokemiske ozondannelsesfaktorer en emission til de resulterende påvirkninger af vegetation og mennesker indenfor de områder, hvor den dannede ozon afsættes. Principperne i RAINS modellen er

beskrevet i Afsnit 4.4. Den var oprindelig udviklet til modellering af forsurening (N- og S-forbindelser) og luftbåren eutrofiering (N-forbindelser), men den er tiltænkt at skulle støtte udviklingen af økonomisk forsvarlige europæiske bekæmpelsesstrategier for forskellige slags luftforurening og er derfor for nylig blevet udvidet til at omfatte forløberne for fotokemisk ozondannelse (NO<sub>x</sub> og VOC'er). Til brug for modellering af ozondannelse, anvender RAINS en meta-model, som er blevet udledt statistisk fra en teknisk model af de stærkt komplekse reaktionsskemaer bag dannelsen af ozon og andre fotooxidanter. Sådanne komplekse modeller bruges til beregning af POCP'er, som anvendes som karakteriseringsfaktorer i UMIP97, men de kan ikke anvendes i en integreret vurderingsmodel, hvor indbyrdes kilde-modtager forhold også skal modelleres tilstrækkeligt. I stedet, bygger RAINS på en beregningsmæssigt effektiv, 'forenklet' model for ozondannelse, som optræder som en meta-model, der bygger på den komplekse tekniske model, under anvendelse af statistiske regressionsmetoder for sammenfatning af hvorledes en mere kompleks model opfører sig.

Ozondannelsen er påvirket af tilstedeværelsen af andre VOC'er, og denne bestemmes af det emissionsmønster, der gælder for de europæiske lande. Faktorerne vil derfor kunne variere over tid og i bestråbelserne på at blotlægge den tidsmæssige variation, er de udregnet for de registrerede eller projekterede emissioner i tre referenceår 1990, 1995 og 2010. Faktorerne, som er baseret på 1995 emissionerne er valgt som standard UMIP2003 karakteriseringsfaktorer, men faktorerne for de andre år kan findes i Hauschild et al., 2005 så man har mulighed for at checke den tidsmæssige følsomhed af faktorerne og, om ønsket, give mulighed for at foretage en tidsmæssig differentiering for de emissioner, som i produktsystemet finder sted i fremtiden (f.eks. for den sidste del af brugsfasen for produkter med lang levetid eller for bortskaffelsesfasen). De ikke-stedafhængige faktorer udviser kun begrænset tidsmæssig variation, men for nogle lande kan ændringerne i de stedafhængige faktorer over tid være betragtelige for eksponering af mennesker.

Ozondannelsen påvirkes også af de meteorologiske forhold som kan vise udsving fra år til år. For at begrænse effekten af årlige variationer for de meteorologiske forhold, er karakteriseringsfaktorerne for hvert af emissionsårene 1990, 1995 og 2010 udledt som gennemsnittet af fem forskellige beregninger under anvendelse af meteorologiske oplysninger for årene 1989, 1990, 1992, 1993 og 1994.

På grund af methans lange levetid, er dets bidrag til regional ozon skabelse temmelig lav. Dette er begrundelsen for at udelukke det fra RAINS modellen, som er blevet tilpasset for beregning af UMIP2003 karakteriseringsfaktorer. I stedet foreslås det at basere karakteriseringsfaktorerne for methan på de ikke-stedafhængige faktorer, udviklet for VOC'er og korrigere for det faktum, at på grund af den lange

levetid for metan, vil en stor del af den dannede ozon eksponere havområder og således ikke bidrage til eksponering af vegetation og mennesker. Der foreslås en korrektionsfaktor på 0,5.

Menneskers og økosystemers sundhedstilstand er de LCA beskyttelsesområder, som kan påvirkes af fotokemisk ozondannelse. Mennesker og vegetation udviser klare forskelle i deres følsomhed og tærskelværdier overfor ozon eksponering, og eksponeringen af mennesker og vegetation er derfor modelleret hver for sig. Ozonbetingede skader på materialer er ikke klart modelleret men de antages at være afspejlet i eksponeringen af mennesker idet den geografiske fordeling af menneskeskabte materialer vil følge fordelingen af mennesker.

Som en del af den nye metode for karakterisering af fotokemisk ozondannelse er miljøpåvirkningskategorien således opdelt i to underkategorier, som repræsenterer eksponeringen af mennesker og materialer samt eksponeringen af vegetation, over de respektive tærskelværdier. For hver af disse to underkategorier udregnes et miljøpåvirkningspotentiale.

Påvirkningspotentialet for vegetations eksponering udtrykkes som AOT40, produktet af det areal af vegetationen, som er eksponeret over tærskelværdien for kroniske effekter, 40 ppb ( $m^2$ ), den årlige varighed i timer for eksponeringen over tærskelværdien og overskridelsen af tærskelværdien (koncentrationen i ppb). Enheden for påvirkningspotentialet for vegetation er i  $m^2 \cdot ppm \cdot hours$ . Påvirkningspotentialet for eksponering af mennesker er udtrykt som AOT60, produktet af antallet af personer, som er eksponeret over tærskelværdien for kroniske effekter, 60 ppb (pers.), den årlige varighed af eksponeringen over tærskelværdien i timer og hvor meget tærskelværdien for koncentrationen er overskredet (ppb). Enheden for påvirkningspotentialet for eksponering af mennesker er pers·ppm·timer.

#### *Hvad udtrykker påvirkningerne*

De ikke-stedafhængige og de stedafhængige UMIP2003 fotokemiske ozondannelsespotentialer for en emission udtrykkes i samme enhed. For vegetation, udtrykkes påvirkningen som AOT40, den akkumulerede eksponering (varigheden gange tærskelværdioverskridelsen) over tærskelværdien 40 ppb, gange det areal som er eksponeret som en konsekvens af eksponeringen. Tærskelværdien (grænseværdien) 40 ppb er valgt som et eksponeringsniveau under hvilket ingen, eller kun ganske få effekter forekommer. Enheden for eksponering af vegetation er  $m^2 \cdot ppm \cdot hours$ . For mennesker udtrykkes påvirkningen som AOT60, den akkumulerede eksponering over tærskelværdien på 60 ppb gange antallet af personer som er eksponeret som en konsekvens af emissionen.

Der er ikke fastsat nogen tærskelværdi for kronisk eksponering af mennesker overfor ozon. I stedet er tærskelværdien på 60 ppb valgt som det langsigtede miljømæssige mål for EU's ozon strategi foreslået af World Health Organisation, WHO. Enheden for human eksponering er pers·ppm·hours.

Til sammenligning udtrykkes det fotokemiske ozondannelsespotentialer i henhold til UMIP97, som en ækvivalent emission af C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>, dvs. den ethylen-emission som ville føre til den samme potentielle dannelse af ozon i miljøet.

#### 7.5 IKKE-STEDAFHÆNGIG KARAKTERISERING

De ikke-stedafhængige karakteriseringsfaktorer er udregnet som emissionsvægtede europæiske gennemsnit af de stedafhængige (nationale) karakteriseringsfaktorer.

De ikke-stedafhængige fotokemiske ozondannelsespåvirkninger hidrørende fra et produkt kan udregnes i henhold til følgende formler:

$$\begin{aligned} \text{sg EP (po, veg)} &= \text{sg CF (po, veg)}_{\text{NO}_x} \cdot E_{\text{NO}_x} + \text{sg CF (po, veg)}_{\text{VOC}} \cdot \sum_i \eta_s \cdot E_s + \text{sg CF (po, veg)}_{\text{CH}_4} \cdot E_{\text{CH}_4} \\ \text{sg EP (po, hum)} &= \text{sg CF (po, hum)}_{\text{NO}_x} \cdot E_{\text{NO}_x} + \text{sg CF (po, hum)}_{\text{VOC}} \cdot \sum_i \eta_s \cdot E_s + \text{sg CF (po, hum)}_{\text{CH}_4} \cdot E_{\text{CH}_4} \end{aligned} \quad (7.1)$$

Hvor:

sg EP(po,veg)	er den ikke-stedafhængige fotokemiske ozondannelses påvirkning på vegetation udtrykt som det eksponerede areal over tærskelværdien (i m <sup>2</sup> ·ppm·timer/f.u.)
sg EP(po,hum)	er den ikke-stedafhængige fotokemiske ozondannelses påvirkning af menneskers helbred udtrykt som personer eksponeret over tærskelværdien (i pers·ppm·timer/f.u.)
sg CF(po,veg) <sub>VOC</sub>	er den ikke-stedafhængige fotokemiske ozondannelsesfaktor fra Tabel 7.1, som relaterer emissionen af VOC'er eller CO til påvirkningen af vegetationen i det berørte område (i m <sup>2</sup> ·ppm·timer/g).
sg CF(po,veg) <sub>NO<sub>x</sub></sub>	er den ikke-stedafhængige fotokemiske ozondannelsesfaktor fra Tabel 7.1, som relaterer emissionen af NO <sub>x</sub> til påvirkningen af vegetationen i det berørte område (i m <sup>2</sup> ·ppm·timer/g).
sg CF(po,hum) <sub>VOC</sub>	er den ikke-stedafhængige fotokemiske ozondannelsesfaktor fra Tabel 7.1, som relaterer emissionen af NO <sub>x</sub> til påvirkningen af menneskers helbred i det berørte område (in pers·ppm·timer/g).



sg CF(po,hum) <sub>NO<sub>x</sub></sub>	er den ikke-stedafhængige fotokemiske ozondannelsesfaktor fra Tabel 7.1, som relaterer emissionen af NO <sub>x</sub> til påvirkningen af menneskers helbred i det berørte område (in pers·ppm·timer/g).
sg CF(po,veg) <sub>CH<sub>4</sub></sub>	er den ikke-stedafhængige fotokemiske ozondannelsesfactor fra Tabel 7.1, som sammenkæder emissionen af CH <sub>4</sub> med påvirkningen af vegetationen i det berørte område (i m <sup>2</sup> ·ppm·timer/g).
sg CF(po,hum) <sub>CH<sub>4</sub></sub>	er den ikke-stedafhængige fotokemiske ozondannelsesfactor fra Tabel 7.1, som sammenkæder emissionen af CH <sub>4</sub> med påvirkningen af menneskers helbred i det berørte område (in pers·ppm·timer/g).
η <sub>i</sub>	er en stofs specifik effektivitetsfaktor fra Anneks 7.2, som udtrykker ozondannelsespotentialt for den enkelte let-fordampelige organiske forbindelse (VOC) eller CO (s) relativt til ozondannelsespotentialt for den europæiske gennemsnits-VOC (dimensionsløs størrelse)
E <sub>i</sub>	er emissionen af NO <sub>x</sub> , CH <sub>4</sub> eller enkelt eller kilde-specificeret VOC eller CO (s) i henhold til index (i g/f.u.)

For hver af de to underkategorier er proceduren for beregning af det ikke-stedafhængige påvirkningspotentialt:

- 1 gang NO<sub>x</sub> emissionen med den ikke-stedafhængige karakteriseringsfaktor for NO<sub>x</sub> fra Tabel 7.1
- 2 gang emissionen af individuelle VOC, kilde-specificerede VOC eller CO med deres respektive effektivitetsfaktorer i Anneks 7.2 og læg dem sammen med emissionerne af uspecificerede VOC'er for at finde frem til den samlede VOC-emission.
- 3 gang den samlede VOC-emission med den ikke-stedafhængige karakteriseringsfaktor for VOC'er og CO fra Tabel 7.1
- 4 gang CH<sub>4</sub> emissionen med den ikke-stedafhængige karakteriseringsfaktor for CH<sub>4</sub> fra Tabel 7.1
- 5 Summér påvirkningspotentialerne, som således er beregnet for NO<sub>x</sub>, VOC, CO og CH<sub>4</sub> for at finde frem til påvirkningspotentialt for hver af de to underkategorier.

STOF	PÅVIRKNING PÅ VEGETATION (M <sup>2</sup> ·PPM·TIMER/G)		PÅVIRKNING AF DET MENNESKELIGE HELBRED (PERS·PPM·TIMER/G)	
	FAKTOR	STANDARD AFVIGELSE	FAKTOR	STANDARD AFVIGELSE
NO <sub>x</sub>	1.8	2.9	1.2·10 <sup>-4</sup>	2.7·10 <sup>-4</sup>
VOC, CO	0.73	1.2	5.9·10 <sup>-5</sup>	1.3·10 <sup>-4</sup>
CH <sub>4</sub>	0.36	0.6	2.9·10 <sup>-5</sup>	6.3·10 <sup>-5</sup>

TABEL 7.1.  
FAKTORER FOR IKKE-  
STEDAFHÆNGIG  
KARAKTERISERING AF  
FOTOKEMISKE  
OZONDANNELSES-  
PÅVIRKNINGER PÅ  
VEGETATION OG  
MENNESKER

Den stedligt bestemte variation, som potentielt ligger gemt i de ikke-stedafhængige fotokemiske ozon påvirkninger, kan skønnes ud fra standardafvigelsen, som er givet i Tabel 7.1 for hvert stof eller stofgruppe.

#### 7.6 STEDAFHÆNGIG KARAKTERISERING

Påvirkningen fra den fotokemiske ozondannelse fra et produkt domineres ofte af ganske få processer. For at undgå unødvendigt arbejde, kan man således begynde med at udregne påvirkningerne fra produktets ikke-stedafhængige fotokemiske ozondannelse som beskrevet i det forrige afsnit, også i situationer, hvor der skal foretages stedafhængige vurderinger. På baggrund af den ikke-stedafhængige påvirkning, kan man således identificere (trin 1) de processer, der har de dominerende bidrag, og deres ikke-stedafhængige påvirkning kan derefter blive justeret med de relevante stedafhængige karakteriseringsfaktorer (trin 2 og 3) under anvendelse af proceduren, der er beskrevet nedenfor. Denne procedure kan ses som en følsomhedsanalyse-baseret reduktion af de usikkerheder i den ikke-stedafhængige påvirkning, der skyldes at man undlader stedafhængig karakterisering.

##### *Trin 1*

Udregn for hver af underkategorierne påvirkningen fra den ikke-stedafhængige fotokemiske ozondannelse, som beskrevet i forrige afsnit og identificér på denne baggrund de processer, der har de dominerende bidrag eller beslut at foretag en stedafhængig karakterisering for alle processer. Bidragene sorteres i rækkefølge fra størst til mindst og processen, som bidrager med den største fotokemiske ozondannelse, vælges.

##### *Trin 2*

De to ikke-stedafhængige fotokemiske ozondannelsespåvirkninger fra trin 1 reduceres med bidragene fra den proces, som blev valgt i trin 1. Beregn de stedafhængige påvirkningspotentialer for emissionerne fra denne proces med de relevante stedafhængige karakteriseringsfaktorer fra Annex 7.1 ved hjælp af de følgende formler:

$$\begin{aligned} \text{sd EP (po, veg)}_p &= \text{sd CF (po, veg)}_{\text{NO}_x, i} \cdot E_{p, \text{NO}_x} + \text{sd CF (po, veg)}_{\text{VOC}, i} \cdot \sum_s \eta_s \cdot E_{p, s} + \text{sg CF (po, veg)}_{\text{CH}_4} \cdot E_{p, \text{CH}_4} \\ \text{sd EP (po, hum)}_p &= \text{sd CF (po, hum)}_{\text{NO}_x, i} \cdot E_{p, \text{NO}_x} + \text{sd CF (po, hum)}_{\text{VOC}, i} \cdot \sum_s \eta_s \cdot E_{p, s} + \text{sg CF (po, hum)}_{\text{CH}_4} \cdot E_{p, \text{CH}_4} \end{aligned} \quad (7.2)$$

Hvor:

$\text{sd EP}(\text{po, veg})_p$  er den stedafhængige fotokemiske ozondannelsespåvirkning fra den valgte proces (p), på vegetation, udtrykt som areal eksponeret over tærskelværdien (i  $\text{m}^2 \cdot \text{ppm} \cdot \text{timer} / \text{f.u.}$ )

sd EP(po,hum) <sub>p</sub>	er den stedafhængige fotokemiske ozondannelsespåvirkning fra den valgte proces (p), på menneskers sundhed udtrykt som personer der er eksponeret over tærskelværdien (i pers·ppm·timer/f.u.)
sd CF(po,veg) <sub>NO<sub>x</sub>,i</sub>	er den stedafhængige fotokemiske ozondannelsesfaktor fra Anneks 7.1, som relaterer emissionen af NO <sub>x</sub> fra land eller region (i), hvor udvalgte processer (p) finder sted, til påvirkningerne på vegetationen i det berørte område (i m <sup>2</sup> ·ppm·timer/g).
sd CF(po,veg) <sub>VOC,i</sub>	er den stedafhængige fotokemiske ozondannelsesfaktor fra Anneks 7.1, som relaterer emissionen af VOC'er eller CO fra land eller region (i), hvor udvalgte processer (p) finder sted, til påvirkningerne på vegetationen i det berørte område (i m <sup>2</sup> ·ppm·timer/g).
sg CF(po,veg) <sub>CH<sub>4</sub></sub>	er den stedafhængige fotokemiske ozondannelsesfaktor for CH <sub>4</sub> fra Anneks 7.1, som relaterer emissionen af CH <sub>4</sub> til påvirkningerne på vegetationen i det berørte område (i m <sup>2</sup> ·ppm·timer/g).
sd CF(po,hum) <sub>NO<sub>x</sub>,i</sub>	er den stedafhængige fotokemiske ozondannelsesfaktor fra Anneks 7.1, som relaterer emissionen af NO <sub>x</sub> fra land eller region (i), hvor udvalgte processer (p) finder sted, til påvirkningerne på menneskers helbred i det berørte område (i pers·ppm·timer/g).
sd CF(po,hum) <sub>VOC,p</sub>	er den stedafhængige fotokemiske ozondannelsesfaktor fra Anneks 7.1, som relaterer emissionen af VOC'er eller CO fra land eller region (i), hvor udvalgte processer(p) finder sted, til påvirkningerne på menneskers helbred i det berørte område (i pers·ppm·timer/g).
sg CF(po,hum) <sub>CH<sub>4</sub></sub>	er den ikke-stedafhængige fotokemiske ozondannelsesfaktor fra Tabel 7.1 som relaterer emissionen af CH <sub>4</sub> til påvirkningen på menneskers helbred i det berørte område (i pers·ppm·timer/g).
η <sub>i</sub>	er en stofs specifik effektivitetsfaktor fra Anneks 7.2, som udtrykker ozondannelsespotentialt for den individuelle let-fordampelige organiske forbindelse (VOC) eller CO (s) relativt til ozondannelsespotentialt for den europæiske gennemsnits-VOC (dimensionsløs størrelse).
E <sub>p,i</sub>	er emissionen af NO <sub>x</sub> , CH <sub>4</sub> eller enkelt eller kildespecificeret VOC eller CO (s), i henhold til index, fra proces (p) (i g/f.u.).

For begge underkategorier, er proceduren til beregning af stedafhængige påvirkningspotentialer:

For hver proces:

- 1 bestem i hvilket land processen finder sted, for at kunne udvælge de relevante stedafhængige karakteriseringsfaktorer i Anneks 7.1
- 2 gang  $\text{NO}_x$  emissionen med den relevante stedafhængige karakteriseringsfaktor for  $\text{NO}_x$  fra Anneks 7.1
- 3 gang emissionen af individuelle VOC'er, kilde-specificerede VOC-blandinger eller CO med deres respektive effektivitetsfaktorer fra Anneks 7.2 og læg dem sammen med emissionerne af uspecificerede VOC'er for at finde den samlede VOC emission for processen
- 4 gang den samlede VOC emission med den relevante stedafhængige karakteriseringsfaktor for VOC'er og CO fra Anneks 7.1
- 5 gang  $\text{CH}_4$  emissionen med den ikke-stedafhængige karakteriseringsfaktor for  $\text{CH}_4$  fra Tabel 7.1.
- 6 Læg nu påvirkningspotentialerne, som således er udregnet for  $\text{NO}_x$ , VOC, CO og  $\text{CH}_4$ , sammen for at finde frem til påvirkningspotentialet for processen for hver af de to fotokemiske ozondannelseskategorier.

Som en første tilnærmelse, kan emissionerne fra en ikke-europæisk eller ukendt region beregnes ved hjælp af de ikke-stedafhængige faktorer fra Tabel 7.1. Standard afvigelse på de ikke-stedafhængige faktorer i Tabel 7.1 giver et interval for potentiel stedlig variation for anvendelse af den ikke-stedafhængige faktor indenfor Europa. I betragtning af størrelsen af variationen i emissioner og følsomheder indenfor Europa, forventes den stedafhængige faktor at ligge indenfor dette interval for de fleste regioner, også i resten af verden. Ekspertvurdering skal muligvis anvendes under fortolkningen for at vurdere om faktoren for emissioner fra processer i ikke-europæiske regioner bør findes i den øvre eller nedre del af skalaen.

### *Trin 3*

Læg de stedafhængige bidrag, fra de udvalgte processer i trin 1 sammen med det justerede ikke-stedafhængige bidrag fra trin 2. Gentag trin 2 indtil det stedafhængige bidrag fra de udvalgte processer er så stort, at den resterende stedligt bestemte variation for den fotokemiske ozonpåvirkningsscore ikke længere kan influere på undersøgelsens konklusion (f.eks. når den stedafhængige andel er større end 95% af den samlede påvirkningsscore).

### 7.7 NORMALISERING

UMIP2003 person-ækvivalenterne for fotokemisk ozondannelse er:

Påvirkning på vegetation:	$1.4 \cdot 10^5 \text{ m}^2 \cdot \text{ppm} \cdot \text{timer/person/år}$
Påvirkning på menneskers helbred og materialer:	$10 \text{ pers} \cdot \text{ppm} \cdot \text{timer/person/år}$

I overensstemmelse med UMIP97 metoden, er normaliseringsreferencerne baseret på de påvirkninger som skyldes det aktuelle emissionsniveau for 1995 (se Hauschild og Wenzel 1998e og Stranddorf et al., 2005). Når UMIP2003 karakteriseringsfaktorerne for fotokemisk ozondannelse anvendes på disse, bliver den totale eksponering af vegetation og mennesker - over de respektive tærskelværdier - i Europa  $5,3 \cdot 10^{13} \text{ m}^2 \cdot \text{ppm} \cdot \text{timer}$ , henholdsvis  $3,7 \cdot 10^9 \text{ pers} \cdot \text{ppm} \cdot \text{timer}$ . Person-ækvivalenten udregnes som en gennemsnitlig europæisk påvirkning per person idet det antages, at den totale europæiske befolkning udgør  $3,70 \cdot 10^8$  personer.

På grund af manglende nationale europæiske skøn for emissionerne af CO og CH<sub>4</sub>, er disse ikke inkluderet i normaliseringsreferencerne. Baseret på data indsamlet for Europa og Danmark for UMIP97 normaliseringsreferencerne, forventes disse ikke at bidrage mere end 5% tilsammen.

#### 7.8 FORTOLKNING

UMIP2003 påvirkningspotentialerne for fotokemisk ozondannelse er forbedret på to områder, sammenlignet med de påvirkningspotentialer, der er udregnet med UMIP97 karakteriseringsfaktorer; den miljømæssige relevans er forøget og en del af den stedlige variation i følsomheden af det modtagende miljø er nu inddraget i vurderingen.

##### *Miljømæssig relevans*

Den miljømæssige relevans øges fordi eksponeringen af de følsomme dele af miljøet (vegetation og mennesker) er inkluderet i den underliggende model, som nu dækker det meste af årsagskæden frem mod LCA beskyttelsesområderne: Sundhed af økosystemer og menneskers sundhed. Dette er særligt vigtigt, fordi det øger overensstemmelsen med vægtningsfaktorer, som baseres på den miljømæssige relevans. Standardvægtningsfaktorerne for forsurening er i UMIP baseret på politiske reduktionsmål. Disse mål har også delvis til hensigt at beskytte økosystemers sundhed. Til sammenligning dækker UMIP97 faktorerne kun potentialet for dannelse af ozon.

Hertil kommer, at bidraget fra NO<sub>x</sub> nu er inkluderet i påvirkningspotentialerne. Vigtigheden af denne nyskabelse afhænger - for et specifikt produktsystem - af mængderne af NO<sub>x</sub> og VOC'er, som emitteres. Ud fra beregningen af normaliseringsreferencerne, vides det at NO<sub>x</sub> på europæisk plan bidrager omkring dobbelt så meget som VOC til fotokemisk ozondannelse, og i gennemsnit er karakteriseringsfaktoren for NO<sub>x</sub> mere end tre gange så stor som karakteriseringsfaktoren for VOC.

##### *Stedlig variation*

Den stedlige variation i eksponeringen for fotokemisk ozon dannelse kan være stor, selv på det meget lokale plan. Variationen i følsomhed mellem europæiske regioner bliver nu præsenteret på nationalt niveau, og viser en

faktor 15-20 i forskel mellem de mindst og mest følsomme emitterende lande med hensyn til eksponering af vegetation, og en faktor på omkring 400 i forskel for eksponering af mennesker (sidstnævnte afspejler variationen i befolkningstæthed i de berørte områder). Denne variation er skjult når man anvender UMIP97 faktorerne eller tilsvarende ikke-stedafhængige faktorer til karakterisering.

#### 7.9 EKSEMPEL

Under anvendelse af UMIP 2003 faktorer foretages en karakterisering for opgørelsen vist i afsnit 1.6.

##### *Ikke-stedafhængig karakterisering*

Som det er blevet beskrevet i afsnit 7.5 udregnes først de ikke-stedafhængige påvirkninger. Påvirkningerne fra fotokemisk ozondannelse på vegetation og menneskers helbred i Tabel 7.2 og 7.3 bestemmes under anvendelse af de ikke-stedafhængige faktorer fra Tabel 7.1 og de stof-specifikke effektivitetsfaktorer for forskellige VOC'er og CO fra Anneks 7.2.

STOF	EMISSION TIL	EMISSION TIL	IKKE-STEDAFHÆNGIG		EFFEKTIVITETS-
	LUFT FRA	LUFT FRA ZINK	KARAKTERISERINGSFAKTOR,		FAKTOR,
	PLASTIC DEL	DEL	VEGETATION, TABEL 7.1		ANNEKS 7.1
	G/F.U.	G/F.U.	M <sup>2</sup> PPM·TIMER/G		
			GNS.	STD.AFV.	
HYDROGENCHLORID	0,001163	0,00172			
CARBONMONOXID	0,2526	0,76	0,73	1,2	0,075
AMMONIAK	0,003605	0,000071			
METHAN	3,926	2,18	0,36	0,6	0,018
VOC, KRAFTVÆRK	0,0003954	0,00037	0,73	1,2	1,3
VOC, DIESEL MOTORER	0,02352	0,0027	0,73	1,2	1,5
VOC, USPECIFICERET	0,89	0,54	0,73	1,2	1
SVOVLDIOXID	5,13	13,26			
KVÆLSTOFOXIDER	3,82	7,215	1,8	2,9	
BLY	$8,03 \cdot 10^{-5}$	0,000260			
CADMIUM	$8,66 \cdot 10^{-6}$	$7,45 \cdot 10^{-5}$			
ZINK	0,000378	0,00458			

TABEL 7.2.  
IKKE-STEDAFHÆNGIGE  
FOTOKEMISK OZON  
PÅVIRKNINGER AF  
VEGETATION FOR EN  
STØTTEBLOK FREM-  
STILLET AF PLASTIC  
ELLER ZINK (GENNEM-  
SNIT OG STANDARD-  
AFVIGELSE BESKRIVER  
DEN STEDLIGE  
VARIATION)

#### TOTAL

STOF	IKKE-STEDAFHÆNGIG OZON		IKKE-STEDAFHÆNGIG OZON	
	PÅVIRKNING, VEGETATION, PLASTIC DEL		PÅVIRKNING, VEGETATION, ZINK DEL	
	M <sup>2</sup> PPM·TIMER/F.U.		M <sup>2</sup> PPM·TIMER/F.U.	
	GNS.	STD.AFV.	GNS.	STD.AFV.
HYDROGENCHLORID				
CARBONMONOXID	0,014	0,023	0,042	0,068
AMMONIAK				
METHAN	0,025	0,042	0,014	0,024
VOC, KRAFTVÆRK	$3,8 \cdot 10^{-4}$	$6,2 \cdot 10^{-4}$	$3,5 \cdot 10^{-4}$	$5,8 \cdot 10^{-4}$
VOC, DIESEL MOTORER	0,026	0,042	0,0030	0,0049
VOC, USPECIFICERET	0,65	1,1	0,39	0,65
SVOVLDIOXID				
KVÆLSTOFOXIDER	6,9	11,1	13,0	20,9
BLY				
CADMIUM				
ZINK				
<b>TOTAL</b>	<b>7,6</b>	<b>12,3</b>	<b>13,4</b>	<b>21,7</b>

TABEL 7.3.  
IKKE-STEDAFHÆNGIGE  
FOTOKEMISK  
OZONPÅVIRKNINGER AF  
MENNESKERS HELBRED  
FRA EN STØTTEBLOK  
LAVET AF PLASTIC ELLER  
ZINK (GENNEMSNIT OG  
STANDARDAFVIGELSE  
BESKRIVER DEN  
STEDLIGE VARIATION)

STOF	EMISSION TIL LUFT FRA PLASTIC DEL	EMISSION TIL LUFT FRA ZINK DEL	IKKE-STEDAFHÆNGIG KARAKTERISERINGSFAKTOR, MENNESKERS HELBRED, TABEL 7.1		EFFEKTIVITETS FAKTOR, ANNEKS 7.1
	G/F.U.	G/F.U.	PERS·PPM·TIMER		
			GNS.	STD.AFV.	
HYDROGENCHLORID	0,001163	0,00172			
CARBONMONOXID	0,2526	0,76	$5,9 \cdot 10^{-5}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$	0,075
AMMONIAK	0,003605	0,000071			
METHAN	3,926	2,18	$2,9 \cdot 10^{-5}$	$3,6 \cdot 10^{-5}$	0,018
VOC, KRAFTVÆRK	0,0003954	0,00037	$5,9 \cdot 10^{-5}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$	1,3
VOC, DIESEL MOTORER	0,02352	0,0027	$5,9 \cdot 10^{-5}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$	1,5
VOC,USPECIFICERET	0,89	0,54	$5,9 \cdot 10^{-5}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$	1
SVOVLDIOXID	5,13	13,26			
KVÆLSTOFOXIDER	3,82	7,215	$1,2 \cdot 10^{-3}$	$2,7 \cdot 10^{-4}$	
BLY	$8,03 \cdot 10^{-5}$	0,000260			
CADMIUM	$8,66 \cdot 10^{-6}$	$7,45 \cdot 10^{-5}$			
ZINK	0,000378	0,00458			

#### TOTAL

STOF	IKKE-STEDAFHÆNGIG OZON PÅVIRKNING, MENNESKERS HELBRED, PLASTIC DEL		IKKE-STEDAFHÆNGIG OZON PÅVIRKNING, MENNESKERS HELBRED, ZINK DEL	
	PERS·PPM·TIMER/F.U.		PERS·PPM·TIMER/F.U.	
	GNS.	STD.AFV.	GNS.	STD.AFV.
HYDROGENCHLORID				
CARBONMONOXID	$1,1 \cdot 10^{-6}$	$2,5 \cdot 10^{-6}$	$3,4 \cdot 10^{-6}$	$7,4 \cdot 10^{-6}$
AMMONIAK				
METHAN	$2,0 \cdot 10^{-6}$	$2,5 \cdot 10^{-6}$	$1,1 \cdot 10^{-6}$	$1,4 \cdot 10^{-6}$
VOC, KRAFTVÆRK	$3,0 \cdot 10^{-8}$	$6,7 \cdot 10^{-8}$	$2,8 \cdot 10^{-8}$	$6,3 \cdot 10^{-8}$
VOC, DIESEL MOTORER	$2,1 \cdot 10^{-6}$	$4,6 \cdot 10^{-6}$	$2,4 \cdot 10^{-7}$	$5,3 \cdot 10^{-7}$
VOC,USPECIFICERET	$5,3 \cdot 10^{-5}$	$1,2 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-5}$	$7,0 \cdot 10^{-5}$
SVOVLDIOXID				
KVÆLSTOFOXIDER	$4,6 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$8,7 \cdot 10^{-3}$	$1,9 \cdot 10^{-3}$
BLY				
CADMIUM				
ZINK				
<b>TOTAL</b>	<b><math>4,6 \cdot 10^{-3}</math></b>	<b><math>1,2 \cdot 10^{-3}</math></b>	<b><math>8,7 \cdot 10^{-3}</math></b>	<b><math>2,0 \cdot 10^{-3}</math></b>



Anvendes ikke-stedafhængige karakteriseringsfaktorer, finder man at de største påvirkninger skyldes zink støtteblokken for begge underkategorier. I begge tilfælde er påvirkningerne 2-3 gange større for zinkblokken end for plasticblokken. Imidlertid er den stedlige variation så stor (som det ses af den stedligt bestemte standardafvigelse), at konklusionen er meget usikker. Derfor foretages en stedafhængig karakterisering for de processer der bidrager mest til de ikke-stedafhængige påvirkninger, for at reducere den stedligt bestemte usikkerhed og styrke konklusionen.

#### *Stedafhængig karakterisering*

Tabel 7.2 og 7.3 viser at påvirkningerne på vegetation såvel som menneskers helbred domineres af bidraget fra NO<sub>x</sub>, mens en emission af uspecificerede VOC'er også er mærkbar. De væsentligste NO<sub>x</sub>-kilder for zink-emnet er i produktionen af zink fra zinkmalm, hvilket foregår i Bulgarien, støbningen af emnet, hvilket foregår i Jugoslavien, samt den del af transporten som foregår på lastbil gennem Tyskland (data ikke vist). For plastic-emnet er de væsentligste NO<sub>x</sub>-kilder i fremstillingen af polymeren i Italien, sprøjtestøbningen af støtteblokken i Danmark, samt transporten af emnet på lastbil gennem hovedsagelig Tyskland (data ikke vist). Den uspecificerede VOC emission fra plasticemnet kommer fra plasticpolymerproduktionen i Italien og fra zinkemnet kommer den fra støbningsprocessen i Jugoslavien (data ikke vist). Emissionerne fra disse processer bidrager med mere end 99% for zinkemnet og mere end 75% for plasticemnet såvel for påvirkningen på vegetation (Tabel 7.2) som for påvirkningen på menneskers helbred (Tabel 7.3).

I beregningen af de stedafhængige påvirkninger for disse nøgleprocesser, anvendes de relevante faktorer i Anneks 7.1 (fotokemisk ozondannelse). Resultaterne er vist i Tabel 7.4

TABEL 7.4.  
STED AFHÆNGIGE  
FOTOKEMISK  
OZONPÅVIRKNINGER PÅ  
VEGETATION OG  
MENNESKERS HELBRED  
FOR NØGLEPROCESSER I  
HVERT AF  
PRODUKTSYSTEMERNE.

ZINK DEL	EMISSION		STEDAFHÆNGIG KARAKTERISERIN GSFAKTOR, VEGETATION, ANNEKS 7.2	STEDAFHÆNGIG KARAKTERISERIN GSFAKTOR, MENNESKERS HELBRED, ANNEKS 7.2	OZON- PÅVIRKNING, VEGETATION	OZON-PÅVIRKNING, MENNESKERS HELBRED
	G/F.U.	M <sup>2</sup> PPM-TIMER/G	PERS.PPM-TIMER /G	M <sup>2</sup> PPM-TIMER/F.U.	PERS.PPM-TIMER/F.U.	
<b>NO<sub>x</sub></b>						
<b>EMISSIONER</b>						
ZINK PRODUKTION, BULGARIEN	0,97	1,4	$2,20 \cdot 10^{-6}$	1,4	$2,1 \cdot 10^{-6}$	
ZINK STØBNING, JUGOSLAVIEN	1,65	1,6	$2,20 \cdot 10^{-6}$	2,6	$3,6 \cdot 10^{-6}$	
TRANSPORT, HOVEDSAGELIG TYSKLAND	4,56	2,9	$1,70 \cdot 10^{-4}$	13,2	$7,8 \cdot 10^{-4}$	
<b>VOC</b>						
<b>EMISSIONER</b>						
ZINK STØBNING, JUGOSLAVIEN	0,53	0,2	$1,40 \cdot 10^{-5}$	0,1	$7,4 \cdot 10^{-6}$	
<b>TOTAL, ZINK DEL</b>				<b>17,3</b>	<b><math>7,9 \cdot 10^{-4}</math></b>	
PLASTIC DEL	EMISSION		STEDAFHÆNGIG KARAKTERISERIN GSFAKTOR, VEGETATION, ANNEKS 7.2	STEDAFHÆNGIG KARAKTERISERIN GSFAKTOR, MENNESKERS HELBRED, ANNEKS 7.2	OZONPÅVIRKNING , VEGETATION	OZONPÅVIRKNING, MENNESKERS HELBRED
	G/F.U.	M <sup>2</sup> PPM-TIMER/G	PERS.PPM-TIMER	M <sup>2</sup> PPM-TIMER/F.U.	PERS.PPM-TIMER/F.U.	
<b>NO<sub>x</sub></b>						
<b>EMISSIONER</b>						
PLASTIC PRODUKTION, ITALIEN	0,63	1,5	$2,00 \cdot 10^{-4}$	0,9	$1,3 \cdot 10^{-4}$	
SPRØJTE- STØBNING, DANMARK	0,48	1,5	$3,40 \cdot 10^{-5}$	0,7	$1,6 \cdot 10^{-5}$	
TRANSPORT, HOVEDSAGELIG TYSKLAND	1,74	2,9	$1,70 \cdot 10^{-4}$	5,0	$3,0 \cdot 10^{-4}$	
<b>VOC</b>						
<b>EMISSIONER</b>						
PLASTIC POLYMER PRODUKTION, ITALIEN	0,87	0,7	$1,00 \cdot 10^{-4}$	0,6	$8,7 \cdot 10^{-5}$	
<b>TOTAL, PLASTIC DEL</b>				<b>7,3</b>	<b><math>5,3 \cdot 10^{-4}</math></b>	

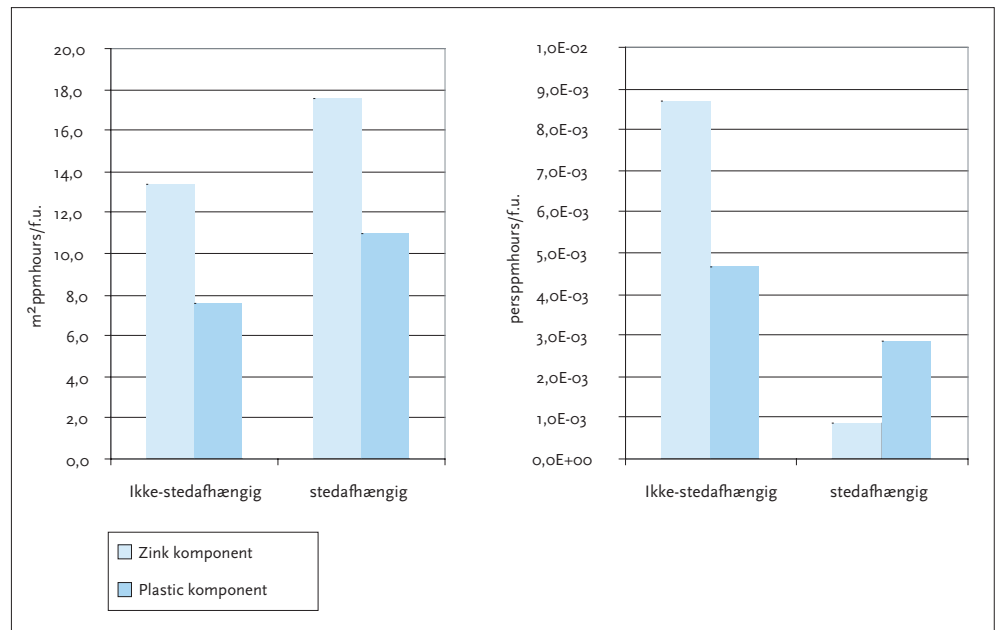
De ikke-stedafhængige påvirkninger fra nøgleprocesserne trækkes fra de originale ikke-stedafhængige påvirkninger i Tabel 7.2 og 7.3, og de stedafhængige påvirkninger fra nøgleprocesserne beregnet i Tabel 7.4 lægges til. De således korrigerede fotokemiske ozonpåvirkninger kan findes i Tabel 7.5, og forskellene til de oprindelige ikke-stedafhængige påvirkninger i Tabel 7.2 er vist i figur 7.1.

	OZON, VEGETATION	OZON, MENNESKERS HELBRED
	M <sup>2</sup> PPM·TIMER/F.U.	PERS·PPM·TIMER/F.U.
ZINK-EMNE	17.6	8.80 · 10 <sup>-4</sup>
PLASTIC-EMNE	10.9	2.90 · 10 <sup>-3</sup>

TABEL 7.5.  
FOTOKEMISK  
OZONPÅVIRKNING FRA  
HVERT PRODUKT SYSTEM  
BEREGNET MED  
STEDAFHÆNGIG  
KARAKTERISERING AF  
NØGLEPROCES  
EMISSIONER

For den fotokemiske ozondannelsespåvirkning på vegetation gælder det, at mere end 99% af påvirkningerne fra zink-emnet i Tabel 7.5 indeholder den stedlige information. Selvom den stedafhængige karakterisering blev foretaget for alle øvrige processer i produktsystemet, ville resultatet ikke ændres i betydeligt omfang, når deres begrænsede andel i totalen og standardafvigelsen tages i betragtning. Den stedligt betingede usikkerhed på påvirkningen er i stor udstrækning blevet sløjftet. For plasticemnet er tallet 85% for påvirkning på vegetation og for påvirkning på menneskers helbred er det så lavt som 60%. Dette betyder, at for plastic-emnet er der stadigvæk mulighed for at værdien for påvirkning på menneskers helbred vil ændres hvis der foretages yderligere stedlig karakterisering. Der må således inkluderes flere nøgleprocesser for at man kan eliminere den stedligt bestemte usikkerhed i konklusionen.

**FIGUR 7.1**  
**IKKE-STEDAFHÆNGIGE**  
**OG STEDAFHÆNGIGE**  
**FOTOKEMISKE**  
**OZONPÅVIRKNINGER PÅ**  
**VEGETATION OG**  
**MENNESKERS HELBRED,**  
**FOR DE TO**  
**PRODUKTSYSTEMER. I**  
**UDREGNINGEN AF DE**  
**STEDAFHÆNGIGE**  
**PÅVIRKNINGER, ER DE**  
**STEDAFHÆNGIGE**  
**KARAKTERISERINGS-**  
**FAKTORER KUN**  
**BENYTTET FOR NØGLE-**  
**PROCESSENERNE SOM**  
**BESKREVET I DET**  
**FORRIGE.**



Figur 7.1 opsummerer forskellene mellem de ikke-stedafhængige og de stedafhængige påvirkninger.

Som det kan ses i Figur 7.1 betyder inddragelsen af information om stedlige forskelle i eksponeringen for de emitterende lande, at der byttes om på dominansen i ozonpåvirkning af menneskers helbred. Når en større del af den stedlige variation i spredningsmønstrene og følsomhed af det eksponerede miljø (f.eks. befolkningstæthed) elimineres, bliver påvirkningen fra plasticemnet således større end påvirkningen fra zinkemnet. For ozonpåvirkning på vegetation forbliver rangordenen af de to alternativer den samme, også efter en stedlig karakterisering. Tages det i betragtning, at det for plasticemnet gælder, at ozonpåvirkningen af menneskers helbred stadigvæk omfatter en betydelig mulighed for stedlig variation, kan der endnu ikke drages nogen konklusion for denne påvirkningskategori.

## Anneks 7.1: Karakteriseringsfaktorer for stedafhængig fotokemisk ozondannelse

LAND	VEGETATION		MENNESKERS HELBRED		
	NO <sub>x</sub>	VOC	NO <sub>x</sub>	VOC	
	M <sup>2</sup> ·PPM·TIMER/G		PERS·PPM·TIMER/G		
ALBANIEN		1.1	0.2	9.40E-06	4.00E-06
ØSTRIG		3	0.5	7.00E-05	4.70E-05
HVIDE RUSLAND		1.6	0.4	2.50E-06	7.20E-09
BELGIEN		1.6	1.1	3.80E-04	2.20E-04
BOSNIEN/ HERZEGOVINA		1.6	0.2	1.30E-05	3.50E-05
BULGARIEN		1.4	0.3	2.20E-06	2.20E-06
KROATIEN		2.4	0.3	3.80E-05	1.20E-04
TJEKKIET		2.4	0.9	2.10E-04	6.20E-07
DANMARK		1.5	0.8	3.40E-05	2.70E-05
ESTLAND		0.2	0.6	1.20E-06	9.40E-06
FINLAND		0.4	0.3	8.50E-07	5.20E-07
FRANKRIG		3.4	0.9	2.20E-04	1.20E-04
NYE TYSKLAND		2.9	1.5	1.70E-04	1.10E-04
GAMLE TYSKLAND		2	1.3	3.30E-04	1.90E-04
GRÆKENLAND		0.5	0.1	1.90E-05	1.10E-05
UNGARN		4.3	0.8	3.00E-05	2.40E-05
IRLAND		0.2	0.1	1.20E-05	8.50E-06
ITALIEN		1.5	0.7	2.00E-04	1.00E-04
LETLAND		0.4	0.3	2.50E-06	1.00E-06
LITAUEN		1.1	0.6	4.20E-06	1.30E-06
LUXEMBOURG		0.8	0.1	1.10E-04	5.80E-05
MAKEDONIEN		0.5	0.2	4.30E-06	3.80E-05
MOLDOVIEN		0.7	0.5	1.50E-06	1.80E-06
HOLLAND		0.8	0.9	2.30E-04	1.30E-04
NORGE		0.2	0.1	2.10E-06	1.50E-06
POLEN		2.5	1.2	1.10E-04	6.90E-05
PORTUGAL		3.5	1.1	1.30E-04	6.70E-05
RUMÆNIEN		2.1	0.3	5.00E-06	5.00E-06
RUSSISK KALININGRAD		0.2	0	3.60E-06	4.70E-06
ØVRIGE RUSLAND		0.9	0.2	2.10E-06	2.90E-06
SLOVAKIET		3.4	0.7	5.60E-05	1.50E-06
SLOVENIEN		1.2	0.2	2.60E-05	2.70E-06
SPANIEN		2.3	0.6	4.60E-05	2.40E-05
SVERIGE		1	0.4	1.20E-05	8.30E-06
SCHWEIZ		2.2	0.4	9.80E-05	6.10E-05
UKRAINE		2	0.7	3.70E-06	2.10E-07
STORBRITANNIEN		1	1.3	9.90E-05	6.00E-05
JUGOSLAVIEN		1.6	0.2	2.20E-06	1.40E-05
ATLANTISKE HAV		0.5	0	1.40E-05	0.00E+00
ØSTERSØEN		0.5	0	1.50E-06	0.00E+00
NORDSØEN		1.1	0.2	7.80E-05	0.00E+00

FAKTORER FOR  
STEDAFHÆNGIG  
KARAKTERISERING AF  
FOTOKEMISK  
OZONDANNELSES  
PÅVIRKNING PÅ  
VEGETATION OG  
MENNESKERS HELBRED.

## Anneks 7.2: Effektivitetsfaktorer for individuelle VOC'er og kildespecificerede VOC'er.

DEN DIMENSIONSLØSE EFFEKTIVITETSFAKTOR REPRÆSENTERER EFFEKTIVITETEN AF INDIVIDUELLE VOC'ER I FORHOLD TIL DEN EUROPÆISKE GENNEMSNITS-VOC MED HENSYN TIL AT BIDRAGE TIL OZONDANNELSE. DEN FREMKOMMER SOM KVOTIENTEN MELLEM DE RESPEKTIVE POCP-FAKTORER FOR 4-9 DAGE I HØJ-NO<sub>x</sub> OMRÅDER (UMIP97 KARAKTERISERINGSFAKTORERNE FOR HØJ-NO<sub>x</sub>-OMRÅDER).

INDIVIDUELLE VOCER OG METHAN	EFFEKTIVITETSFAKTOR $\eta_5$	INDIVIDUELLE VOC'ER, CARBONMONOXID OG KILDESPECIFIKKE VOC'ER	EFFEKTIVITETSFAKTOR $\eta_5$
<b>ALKANER</b>	<b>1</b>	<b>ALDEHYDER</b>	<b>1.5</b>
		FORMALDEHYD	1.1
ETHAN	0.21	ACETALDEHYD	1.3
PROPAN	1.1	PROPIONALDEHYD	1.5
N-BUTAN	1	BUTYRALDEHYD	1.4
ISOBUTAN	0.79	ISOBUTYRALDEHYD	1.6
N-PENTAN	1	VALERALDEHYD	1.7
ISOPENTAN	0.74	ACROLEIN	2
N-HEXAN	1.1	<b>KETONER</b>	<b>1</b>
2-METHYLPENTAN	1.3	ACETONE	0.45
3-METHYLPENTAN	1.1	METHYL ETHYL KETON	1.1
2,2-DIMETHYLBUTAN	0.63	METHYL ISOBUTYL KETON	1.6
2,3-DIMETHYLBUTAN	0.96	<b>ALCOHLER</b>	<b>0.66</b>
N-HEPTAN	1.3	METHANOL	0.31
2-METHYLHEXAN	1.2	ETHANOL	0.67
3-METHYLHEXAN	1.2	ISOPROPANOL	0.5
N-OCTAN	1.2	BUTANOL	1
2-METHYLHEPTAN	1.2	ISOBUTANOL	0.75
N-NONAN	1.2	BUTAN-2-DIOL	0.75
2-METHYLOCTAN	1.3	<b>ÆTERE</b>	<b>1</b>
N-DECAN	1.2	DIMETHYLÆTER	0.75
2-METHYLNONAN	1.1	PROPYLENGLYCOLMETHYLETER	1.3
N-UNDECAN	1.1	<b>ESTERE</b>	<b>0.51</b>
N-DODECAN	1	METHYLACETAT (=DIMETHYL ESTER)	0.06
<b>ALKENER</b>	<b>2.2</b>	ETHYLACETAT	0.55
ETHYLEN	2.5	ISOPROPYL ACETAT	0.54
PROPYLEN	2.6	N-BUTYLACETAT	0.81
1-BUTEN	2.4	ISOBUTYLACETAT	0.83
2-BUTEN (TRANS)	2.5	PROPYLENEGLYCOLMETHYLÆTER- ACETAT	0.25
ISOBUTEN	1.5	<b>CHLORO-ALKANER</b>	<b>0.011</b>
2-PENTEN (TRANS)	2.3	METHYLENCHLORID	0.023
1-PENTEN	2.6	CHLOROFORM	0.0075
2-METHYLBUT-1-EN	1.9	METHYLCHLOROFORM	0.0025
3-METHYLBUT-1-EN	2.2	<b>CHLORO-ALKENER</b>	<b>0.64</b>
2-METHYLBUT-2-EN	1.9	TRICHLOROETHYLEN	0.17
2-METHYLPROPEN	1.6	TETRACHLOROETHYLEN	0.01
ISOPREN	2	ALLYLCHLORID	1.8

**Anneks 7.2: Effektivitetsfaktorer for individuelle VOC'er og kildespecificerede VOC'er.**

<b>INDIVIDUELLE VOCER OG METHAN</b>	<b>EFFEKTIVITETSFAKTOR <math>\eta_S</math></b>	<b>INDIVIDUELLE VOC'ER, CARBONMONOXID OG KILDESPECIFIKKE VOC'ER</b>	<b>EFFEKTIVITETSFAKTOR <math>\eta_S</math></b>
<b>ALKYNER</b>		<b>UORGANISKE FORBINDELSER</b>	
ACETYLEN	0.42	CARBONMONOXID	<b>0.075</b>
<b>ÅROMATER</b>	<b>1.9</b>		
BENZEN	0.47	<b>KILDESPECIFICERED E VOC BLANDINGER</b>	
TOLUEN	1.4	BENZINDREVET BIL, UDSTØDNING	1.5
O-XYLEN	1.7	BENZIN-DREVET BIL, FORDAMPNING	1.3
M-XYLEN	2.5	DIESEL-DREVET BIL,	1.5
P-XYLEN	2.2	KRAFTVÆRKER	1.3
ETHYLBENZEN	1.5	FORBRÆNDING AF TRÆ	1.5
N-PROPYLBENZEN	1.2	FØDEVAREINDUSTRI	1
ISOPROPYLBENZEN	1.4	OVERFLADEBEHANDLING	1.3
1,2,3-TRIMETHYLBENZEN	2.9	KEMISK RENSNING AF TØJ	0.75
1,2,4-TRIMETHYLBENZEN	3	RAFFINERING OG DISTRIBUTION AF OLIE	1.3
1,3,5-TRIMETHYLBENZEN	2.9	NATURGAS LÆKAGE	0.05
O-ETHYLTOLUEN	1.7	KULMINEDRIFT	0.018
M-ETHYLTOLUEN	2	LANDBRUG	1
P-ETHYLTOLUEN	1.8	HUSHOLDNINGSAFFALD PÅ LOSSEPLADS	0.018





# 8. Human toksicitet

Baggrundsinformation for dette kapitel kan findes i:

- ▶ Kapitel 7 i “Environmental assessment of products. Volume 2: Scientific background” af Hauschild og Wenzel (1998a).
- ▶ Kapitel 8 i “Background for spatial differentiation in life cycle impact assessment – EDIP 2003 methodology” af Potting og Hauschild (2005).

## 8.1 INTRODUKTION

Næsten alle stoffer er i princippet giftige for mennesker. Det er blot den dosis, som er bestemt af eksponeringen, der afgør om stoffet udøver sit humantoksiske potentiale. Der er tre veje for eksponering af mennesker med miljøforurenende stoffer: (1) inhalation sammen med luft, (2) indtagelse med fødevarer og vand (og til tider også jord), og (3) gennemtrængning af hud efter kontakt med luft (til tider også jord og vand) eller forurenede overflader. Eksponeringen af mennesker med miljøforurenende stoffer forekommer normalt på mere end en måde samtidig (fler-vejseksponering), men ofte dominerer en eksponeringsvej over de andre. Eksponering gennem inhalation skyldes som regel emissioner til luft. Eksponering gennem indtagelse via spiserøret skyldes normalt omfordeling mellem forskellige delmiljøer og fødekæden. Indtagelsen af fødevarer dominerer eksponeringen ved indtagelse gennem spiserøret, men i en række tilfælde resulterer emissioner til jord og vand også i direkte eksponering ved indtagelse af jord gennem spiserøret (pica, urene grønsager) og vand (som drikkevand).

Typisk fokuserer karakterisering af human toksicitet på inhalation og indtagelse gennem spiserøret. Metoden som præsenteres i dette kapitel fokuserer på inhalation da dette er den eksponeringsvej hvor stedlig differentiering forventes at have størst relevans.

## 8.2 KLASSIFICERING

Til klassificeringen af stoffer, som bidrager til human toksicitet, er der udviklet et screenings-værktøj som en del af UMIP97, baseret på de stof karakteristika som disponerer et stof for at kunne være giftigt i miljøet (Wenzel et al, 1997). Det anbefales at anvende dette værktøj i samspil med nogle af de eksisterende lister over prioriterede forurenende stoffer som f.eks. listen over uønskede stoffer, samt effekt-listen fra den danske Miljøstyrelse (2000a og b).

## 8.3 UMIP97 KARAKTERISERINGSFAKTORER

Karakterisering af human toksicitet kan baseres på vidt forskellige typer modellering. Aktuelt kan karakteriseringsfaktorer groft inddeles i faktorer baseret på en multimedie-, fuldstændig skæbne-modellering, og faktorer baseret på delvis skæbne-modellering. UMIP97 karakteriseringsfaktorer er typiske for den sidstnævnte gruppe. Strategien bag skæbne-modelleringen i UMIP97 metoden har været at identificere de egenskaber som er væsentlige for stoffets potentiale for human toksicitet og derefter kombinere disse på en gennemskuelig måde i, et udtryk for karakteriseringsfaktorerne. Dette

foretrækkes frem for at basere det på tilpasning af en af de eksisterende multimedie modeller som er udviklet og anvendt til andre formål, nemlig fælles risikovurdering af kemikalier, og som generelt har lav gennemskuelighed. UMIP97 faktorerne bibeholdes i de nye karakteriseringsfaktorer ved karakterisering af ikke-stedafhængig humantoksisk påvirkning.

Karakterisering af human toksicitet er kompleks på grund af det store antal stoffer som kan bidrage, og de forskellige gensidigt påvirkende miljøprocesser, der fører til eksponering. Selvom stedlig differentiering kan spille en rolle i alle processerne, er dette ikke blevet undersøgt for eksponering gennem indtagelse gennem spiserøret. Det blev fundet vigtigere for inhalation af eksponeringer, der direkte kommer fra emissioner til luft, da eksponeringen for disse vides at være stærkt påvirkede af stedlig variation:

- Skorstenshøjden, sammen med lokale meteorologiske forhold er bestemmende for mønsteret for koncentrationsstigninger, der stammer fra en emission. Størrelsen af området med koncentrationsforøgelse varierer fra stof til stof, men har en radius på flere hundrede kilometer (for stoffer med kort levetid) og op til tusindvis af kilometer (for stoffer med lang levetid). Eksponeringen i lokalområdet omkring kilden er vigtigst for stoffer med kort levetid, hvor eksponeringen over større områder domineres af stoffer med lang levetid.
- Befolkningstætheder udviser stor stedlig variation indenfor det eksponerede område, såvel som imellem eksponeringsområder for emissioner, der hidrører fra forskellige geografiske lokaliteter.
- Det omfang, i hvilket et område allerede er eksponeret for koncentrationsforøgelse fra andre kilder (baggrundskoncentration), afhænger af dets placering i forhold til industrielle og beboede områder. De fleste områder modtager forureninger fra rigtig mange kilder, hvilket normalt betyder, at bidraget fra en hvilken som helst enkeltkilde er meget lille på det regionale niveau. På det lokale niveau vil koncentrationsstigningen fra kilden være større, men generelt, såfremt det er reguleret fornuftigt, hvilket normalt er tilfældet i industrialiserede lande, ikke stor nok i sig selv til at medføre at ikke-effekt-niveauer for toksiske stoffer overskrides.

Som følge heraf, er det ikke hele den emitterede mængde der bidrager til en skadelig human eksponering. Den endelige humane eksponering afhænger af den geografiske lokalitet, hvor emissionen frigives.

#### 8.4 UMIP2003 FAKTORER FOR HUMAN TOKSICITET

UMIP2003 ikke-stedafhængige faktorer kan ikke stå i stedet for UMIP97 karakteriseringsfaktorerne. Derimod bør de betragtes som eksponeringsfaktorer, der skal anvendes i kombination med UMIP97

faktorerne, som er bevaret til karakterisering af den ikke-stedafhængige påvirkning af human toksicitet. UMIP97 karakteriseringsfaktorerne kan findes i Anneks 8.1 til 8.3.

UMIPIP2003 eksponeringsfaktorerne er udarbejdet for at evaluere den stedligt bestemte variation i stigningen af den humane eksponering<sup>7</sup> gennem inhalation, hidrørende direkte fra luftemissioner. Eksponeringsfaktorerne er udarbejdet for kombinationer af de følgende situationer:

- Emitteret stof: et kortlivet (hydrogenchlorid) og et langlivet (benzen) model stof.
- Forskellige udledningshøjder for emissionen
- Forskellige geografiske lokaliteter
- Aktuelle variation i de atmosfæriske forhold.
- Aktuelle variationer i regionale og lokale befolkningstætheder.

Størrelsen af den variation i de stedafhængige eksponeringsfaktorer, som kan findes ved at variere disse parametre, giver et indblik i den potentielle variation, der ligger skjult i det ikke-stedafhængige humane toksicitetspåvirkningspotentiale.

Den akkumulerede forøgelse af eksponeringen er beregnet for et stof med lang levetid (benzen, opholdstid omkring en uge) og et stof med kort levetid (hydrogenchlorid, opholdstid omkring 7 timer). Disse to stoffer er udvalgt på grund af deres opholdstider og dermed den akkumulerede forøgelse af eksponeringen. For emissioner af de fleste stoffer vil dette ligge mellem hydrogenchlorid og benzen. Styrken af kilden holdes på et gram pr. sekund kontinuert, men indflydelsen af emissionens frigivelsespunkt undersøges (1m, 25m og 150m). Den akkumulerede humane eksponeringsstigning fra en emission er produktet af koncentrationsstigningen og befolkningstætheden integreret over hele overfladen.

Den stedafhængige eksponeringsfaktor består af to dele, en som kvantificerer eksponeringen tæt på kilden (0-10 km), og en som kvantificerer eksponeringen over længere afstande fra kilden (>10km). Koncentrationer lokalt ved kilden estimeres ved hjælp af EUTrend modellen<sup>8</sup>, mens WMI modellen<sup>9</sup> anvendes til estimering af koncentrationsforøgelser over længere afstande.

<sup>7</sup> Ordet "eksponering" bruges i resten af kapitlet synonymt med "stigning i akkumuleret eksponering" fra Kapitel 6 i Potting and Hauschild (2004).

<sup>8</sup> The EUTREND model follows a Gaussian plume approach to calculate concentration spatially resolved over the European grid. A specific strength of EUTREND is its capacity to accurately model the local dimension of emission dispersion by using 1990 meteorology (annual statistics mean).

<sup>9</sup> The Wind rose Model Interpreter (WMI) is part of the integrated assessment model EcoSense. WMI follows trajectory modelling based on region dependent atmospheric conditions (1990 annual statistics mean).

EUTREND modellen beskriver blandingen af røgfanen med den omgivende luft efter at et stof er frigivet fra kilden. Indenfor få hundrede meter forårsager røgfanen normalt en koncentrationsstigning i jordhøjde. Vindhastighederne er i udstrakt grad bestemmende for hvor hurtigt røgfanen fortyndes, hvor emissionshøjden også har indflydelse på hvor hurtigt røgfanen når ned til jordoverfladen. EUTREND modellerer den resulterende koncentrationsstigning ved jordniveau ved hjælp af en Gauss-tilnærmelse for røgfanen under anvendelse af regionsafhængige atmosfæriske betingelser. Beregningerne udføres for tre forskellige emissionshøjder og for kilder, der er lokaliseret i forskellige klimaer:

- Et kystklima (atmosfæriske forhold tilnærmelsesvis som i Holland)
- Klima i Nordeuropa (atmosfæriske forhold tilnærmelsesvis som i Finland)
- Klima i Central Europa (atmosfæriske forhold tilnærmelsesvis som i Østrig)
- Klima i Sydeuropa (atmosfæriske forhold tilnærmelsesvis som i Italien)

EUTREND resultaterne viser en begrænset forskel for den lokale akkumulerede eksponering mellem kystklimaet og det nordeuropæiske klima på den ene side og det syd- og centraleuropæiske klima på den anden side. Kildehøjdens indflydelse på lokalt akkumuleret eksponering er også mere moderat end forventet, men ikke desto mindre betydelig for høje kilder. Den klimatiske region bliver mere afgørende ved lavere emissionshøjder på grund af den betydelige forskel i vindhastigheder mellem regionerne. Lave vindhastigheder resulterer i langsommere fortynding og efterfølgende højere koncentrationer ved jordniveau end ved høje vindhastigheder. Desuden følges lave vindhastigheder af moderate blandingshøjder for røgfanen. Vindhastigheder i de syd- og centraleuropæiske klimatiske regioner er i gennemsnit lavere end i de nævnte kystklima og nordlige klimatiske regioner.

I længere afstande fra kilden, opnår røgfanen en lodret fordeling i atmosfærens blandingslag. Endimensionel modellering (Trajektorie- eller endimensional Lagrange-modellering) er en ofte anvendt måde at modellere koncentrationsstigninger som skyldes stof transport og fjernelse over lange afstande. ”Wind rose Model Interpreter” (WMI) er blevet tilpasset vores formål fra den integrerede ”EcoSense”-vurderingsmodel (Krewitt et al. 1997). For et hvert modtagepunkt modellerer den strømmingen ind i netmaske-cellen (modtagepunktet), kommende udefra, idet der skelnes mellem de 24 sektorer i vind-rosen, således at der fra hver sektor udenfor cellen - ender en retlinet ”projektil-bane” i modtagepunktet. Man finder frem til koncentrationerne i modtage-punktet ved at tage gennemsnittet af spredningsresultaterne fra disse projektil-bane bidrag, passende vægtede med hyppigheden af vinde indenfor hver 15°-sektion i vindrosen. WMI støtter modellering af stofskæbne langs disse ”projektilbaner”, baseret på regionsafhængige atmosfæriske forhold (1990 årlige statistik, gennemsnit). I det aktuelle tilfælde er den blevet benyttet til at opstille en enkeltlagsmodel med en horisontal opløsning på 150·150 km<sup>2</sup> i

EMEP7 nettet, forudsættende konstant gennemsnitlig blandingshøjde. WMI resultaterne viser at mens høje vindhastigheder forårsager lavere koncentrationer og dermed nedsætter den humane eksponering tæt på kilden, forøger de afstandene over hvilke et stof transporteres. Transport over længere afstand resulterer i at flere mennesker bliver eksponerede, men ved en lavere koncentration. Den direkte netto-effekt af høje vindhastigheder på akkumuleret eksponering er derfor normalt lille. Der tages også hensyn til stedlig variationsmulighed for nedfald i modellen. Mens våd deponering er af mindre betydning for benzen, fjernes hydrogenchlorid fra atmosfæren ved hvert regnskyl, grundet dets store affinitet til vand. Nedfald varierer stærkt over nettet fra 2000-3200 mm·år<sup>-1</sup> i en netmaske ved den norske kyst omkring Bergen til under 200 mm·år<sup>-1</sup> i Sahara ørkenen, dele af Tyrkiet, Sydøstrusland og Kazakhstan. Grundet stoffets længere atmosfæriske levetid, er den akkumulerede eksponering for benzen mindre afhængig af lokale end af regionale befolkningstætheder. Model-området (Europa) er faktisk for lille til at spore benzenkoncentrationer over deres fulde opholdstid. Omkring 40% af den emitterede benzen i Central Europa og omkring 60% af den emitterede benzen i Nordeuropa er genstand for transport udenfor modellens netmasker. Der er lavet en ekstrapolation for at dække eksponeringen, som foregår uden for det europæiske net (se Potting et al., 2005b).

Stedligt differentierede europæiske befolkningstæthedsdata fra Töbler et al. (1995; se Anneks 8.4) benyttes i modellerne til at estimere eksponeringen, som udtrykkes som produktet af koncentrationsforøgelsen og den befolkningsmængde der er eksponeret for den (pers·µg/m<sup>3</sup>/g emitteret).

De stedafhængige faktorer for *regional* human eksponering viser en forskel mellem det område der har de højeste tal (sydøstlige Holland) og de laveste værdier (i nogle meget sparsomt befolkede områder i det allernordligste Europa) på mindre end en faktor 20 for det langlivede benzen, men næsten en faktor 100 for det kortlivede hydrogenchlorid. Mens usikkerhederne i modelleringen, der ligger til grund for disse faktorer er acceptable, er den stedafhængige variation af påvirkningspotentialet således betragteligt på det regionale plan.

De stedafhængige faktorer for *lokal* human eksponering (0-10 km) viser at eksponeringen tæt på kilden er mindre end en faktor 2 højere fra en frigivelseshøjde på 1 m end fra en frigivelseshøjde på 25 m. Eksponeringen fra en frigivelseshøjde på 25 m er en faktor 6 til 10 højere end eksponeringen fra en frigivelseshøjde på 150 m. I sammenligning med den regionale situation er disse forskelle moderate.

Anvendelse af UMIP2003 eksponeringsfaktorerne til evaluering af den stedafhængige variation i human toksicitetspåvirkning ved inhalation er simpel men den kræver yderligere information (se Sektion 8.6) vedrørende emissionshøjden og den geografiske lokalitet, hvor emissionen finder sted.

Typiske livscyklusopgørelser tilvejebringer allerede data omkring den region hvor en emission er frigivet, men normalt er der ingen information om højden, hvorfra en emission frigives og om hvorvidt emissionen er frigivet i nærheden af bebyggede områder. De to sidstnævnte forhold er vigtige for eksponering tæt på kilden.

Selvom den geografiske region, hvor emissioner frigives, ofte er kendt, er denne information ikke altid tilgængelig, og i visse tilfælde er det også at foretrække, at se bort fra stedafhængig karakterisering. Det begrænsede spring der er mellem de højeste og de laveste stedafhængige faktorer for lokal eksponering retfærdiggør ydermere hvis man er tilbageholdende med at anvende disse. Sammen med det faktum, at eksponeringsfaktorerne kun er udregnet for to modelstoffer betyder dette, at hovedinteressen for de udviklede stedafhængige, lokale og regionale eksponeringsfaktorer vil ligge i følsomhedsanalysen til hjælp for kvantificeringen af den mulige stedlige variation, der ligger skjult i de ikke-stedafhængige påvirkningspotentialer.

#### *Hvad udtrykker påvirkningerne?*

UMIP2003 human toksicitets eksponeringsfaktorerne for luftbårne emissioner udtrykker eksponeringen af mennesker indenfor det forud skønnede nedfaldsområde som produktet af koncentrationsforøgelsen og antallet af mennesker der er eksponeret for den ( $\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{person}$ ), integreret over hele nedfaldsområdet indenfor Europa. UMIP97 human toksicitets karakteriseringsfaktorerne for eksponering gennem luft repræsenterer stoffets iboende evne til at forårsage human toksicitet via luft eksponering. De er udregnet som den reciprokke værdi af en skæbne-korrigeret human referencedosis eller referencekoncentration og er dermed rigtige effektfaktorer eller alvorlighedsfaktorer, som i sagens natur forudsætter, at en eksponering finder sted ( $\text{m}^3/\text{g}/(\text{person})$ ). Eksponeringsfaktoren for en emission ganges med effektfaktoren for stoffet for at finde det human toksiske påvirkningspotentiale. Det eksponeringskorrigerede påvirkningspotentiale er dimensionsløst.

Til sammenligning udtrykker UMIP97 faktorerne rumfanget af det delmiljø (luft, vand, jord) som kan blive forurenet op til den humane reference koncentration eller - dosis, niveauet hvor der ikke forventes nogen effekter selv ved livslang eksponering ( $\text{m}^3/\text{g}$ ).

#### 8.5 IKKE-STEDAFHÆNGIG KARAKTERISERING, ALLE EKSPONERINGSVEJE

Der er udviklet faktorer til bedømmelse af eksponeringen via inhalation for hydrogenchlorid (atmosfærisk opholdstid for stoffet omkring 1 dag) og benzen (atmosfærisk opholdstid omkring 1 uge eller mere). Det er hensigten at disse to stoffer skal repræsentere spredningsmønstret for henholdsvis forurenende stoffer med kort atmosfærisk levetid og forurenende stoffer med forholdsvis lang levetid.

Det ikke-stedafhængige påvirkningspotentiale for human toksicitet for eksponering via luft er beregnet under anvendelsen af de ikke-stedafhængige (europæisk gennemsnit) eksponeringsfaktorer i Tabel 8.1 i kombination med UMIP97 karakteriseringsfaktorerne for human toksicitet via luft fra Wenzel et al. (1997) i henhold til følgende ligning:

$$sg-EP(hta) = \sum_s ((sg-HEF_{regional_s} + sg-HEF_{local_s}) \cdot CF(hta)_s \cdot E(a)_s) \quad (8.1)$$

Hvor:

$sg-EP(hta)$	=	Den ikke-stedafhængige humane toksicitetspåvirkning fra produktet (dimensionsløs) gennem indåndingseksponering for atmosfæriske emissioner.
$sg-HEF_{regional, s}$	=	Den ikke-stedafhængige eksponeringsfaktor (person· $\mu g/m^3$ ) fra Tabel 8.1, som relaterer emissionen af stof (s) (repræsenteret ved HCl eller benzen) til eksponeringen på det regionale niveau.
$sg-HEF_{local, s}$	=	Den ikke-stedafhængige eksponeringsfaktor (person· $\mu g/m^3$ ) fra Tabel 8.1, som relaterer emissionen af stof (s) (repræsenteret ved HCl eller benzen) til eksponeringen på det lokale niveau
$CF(hta)_s$	=	UMIP97 karakteriseringsfaktoren for human toksicitet (i $m^3/g$ ) fra Anneks 8.1, som relaterer emissionen af et stof (s) til luft til human toksicitets påvirkningen for eksponering via luft
$E(a)_s$	=	Emissionen af stof (s) til luft (i g pr funktionel enhed).

UMIP97 karakteriseringsfaktorerne for human toksicitet via luft kan findes i Anneks 8.1.

TABEL 8.1.  
FAKTORER FOR  
VURDERING AF IKKE-  
STEDAFHÆNGIG OG  
STEDAFHÆNGIG HUMAN  
EKSPONERING (I  
PERSON\* $\mu\text{G}/\text{M}^3$  PER  
GRAM EMITTERET)

<b>REGIONAL</b>			
	<b>IKKE-STEDAFHÆNGIG VURDERING</b>		<b>STEDAFHÆNGIG VURDERING</b>
	IKKE-STEDAFHÆNGIGE EKSPONERINGSFAKTORER = SG-HEF(s)		STEDAFHÆNGIGE EKSPONERINGSFAKTORER (FAKTOR KAN FINDES I ANNEKS 8.5-8.7)
		STANDARD	
<b>STOF</b>	FAKTOR	AFVIGELSE	FAKTOR = SD-HEF(s) <sub>i</sub>
C <sub>6</sub> H <sub>12</sub>	50000	33000	SD-HEF <sub>REGIONAL</sub> (C <sub>6</sub> H <sub>12</sub> ) <sub>i</sub>
HCL-25M (*)	2460	1600	SD-HEF <sub>REGIONAL</sub> (HCL) <sub>i</sub>
HCL-1M	2190	1420	SD-HEF <sub>REGIONAL</sub> (HCL) <sub>i</sub>
HCL-150M	3200	2080	SD-HEF <sub>REGIONAL</sub> (HCL) <sub>i</sub>
<b>LOKAL</b>			
	IKKE-STEDAFHÆNGIGE EKSPONERINGSFAKTORER = SG-HEF(s)		STEDAFHÆNGIGE EKSPONERINGSFAKTORER (FAKTORER FINDES I ANNEKS 8.5-8.7)
		STANDARD	
<b>STOF</b>	FAKTOR	AFVIGELSE	FAKTOR = SD-HEF(s) <sub>i</sub>
C <sub>6</sub> H <sub>12</sub> -25M (**)	6970		PDIXSD-HEFLOCAL(C <sub>6</sub> H <sub>12</sub> ) <sub>i</sub>
HCL-25M (**)	3620		PDIXSD-HEFLOCAL(HCL) <sub>i</sub>

\*Udledningshøjden 25m benyttes som standard

\*\*Disse værdier refererer til Sydeuropa, og en befolkningstæthed på 100 personer/km<sup>2</sup>

For eksponering gennem inhalation, kan den potentielle stedlige variation af eksponeringen og den resulterende humane toksicitetspåvirkning skønnes ud fra standard afvigelsen i de ikke-stedafhængige eksponeringsfaktorer i Tabel 8.1.

### 8.6 STEDAFHÆNGIG KARAKTERISERING

Den humane toksicitetspåvirkning fra et givet produkt domineres i mange tilfælde af en eller få processer. Selv i tilfælde, hvor en stedafhængig vurdering er at foretrække er det derfor tilrådeligt at begynde med beregningen af den ikke-stedafhængige påvirkning, som beskrevet i det forrige afsnit. Denne ikke-stedafhængige påvirkning kan anvendes til at udvælge de processer, der har de dominerende bidrag (trin 1), og efterfølgende til at vurdere den aktuelle stedlige variation i bidragene fra disse processer under anvendelse af de relevante stedafhængige faktorer (trin 2 og 3).

#### *Trin 1*

Den ikke-stedafhængige humane toksicitetspåvirkning ved inhalation for luftemissioner, som beregnet i det forrige afsnit, opdeles i bidragene fra de enkelte processer. Disse bidrag rangordnes fra største til mindste bidrag, og processen med det største bidrag vælges.



## Trin 2

Den ikke-stedafhængige humane toksicitetspåvirkning fra trin 1 reduceres med bidraget fra den proces, som blev valgt i trin 1. Dernæst beregnes den stedafhængige påvirkning fra emissionerne fra denne proces under anvendelse af de relevante stedafhængige faktorer.

$$sd-EP(hta)_p = \sum_s ((sd-HEF_{regional}(h)_{s,i} + 69,7 \cdot PD_i \cdot sg-HEF_{local}(h)_{s,i}) \cdot CF(hta)_s \cdot E(a)_{s,p}) \quad (8.2)$$

Hvor:

$sd-EP(hta)_p$	=	Den stedafhængige humane toksicitetspåvirkning (dimensionsløs) fra proces (p) gennem inhalationseksponering for luftbårne emissioner.
$sd-HEF_{regional}(h)_{s,i}$	=	Den stedafhængige eksponeringsfaktor ( $person \cdot \mu g/m^3$ ), som relaterer emissionen af stoffet (s), (repræsenteret ved HCl eller benzen) udsendt i højden (h) i land eller region (i) (hvor processen (p) finder sted) til eksponering på det regionale niveau. De stedafhængige faktorer for regional eksponering kan findes i Anneks 8.5 for hydrogenchlorid og Anneks 8.6 for benzen.
$sd-HEF_{local}(h)_{s,i}$	=	Den stedafhængige eksponeringsfaktor ( $person \cdot \mu g/m^3$ ), som relaterer emissionen af stof (s) (repræsenteret ved HCl eller benzen) udsendt i højden (h) i land eller region (i) (hvor processen (p) finder sted) til eksponeringen på det lokale niveau. De stedafhængige faktorer for lokal eksponering kan bestemmes ved hjælp af Anneks 8.7
$PD_i$	=	Den lokale befolkningstæthed i land eller region (i) hvor processen (p) finder sted. Den lokale befolkningstæthed kan skønnes ud fra Anneks 8.4, eller groft anslås til 100 personer/km <sup>2</sup> for landområder, 500 personer /km <sup>2</sup> for områder med bymæssig karakter, 1000-5000 personer/km <sup>2</sup> for bebyggede områder og >10,000 personer/km <sup>2</sup> for storbycentre.
$CF(hta)_s$	=	UMIP97 faktoren for human toksicitet (i m <sup>3</sup> /g) fra Anneks 8.1, som relaterer emissionen af stof (s) til luft til human toksicitetspåvirkningen fra en eksponering via luft.
$E(a)_{s,p}$	=	Emissionen til luft af stof (s) fra proces (p) (i gram per funktionel enhed).

Den geografiske region i hvilken emissionerne finder sted, bestemmer den relevante regionale eller lokale faktor for kilden. Påvirkningen fra emissioner fra ukendte, men formodentlig europæiske regioner kan udregnes ved hjælp

af de ikke-stedafhængige eksponeringsfaktorer (se forrige afsnit). Informationen omkring den potentielle stedlige variation i disse faktorer (se Tabel 8.1) bør inddrages i det følgende trin.

Som en første tilnærmelse, kan emissionerne fra en ikke-europæisk eller ukendt region også udregnes ved hjælp af de ikke-stedafhængige eksponeringsfaktorer i det forrige afsnit. Standardafvigelse for de ikke-stedafhængige faktorer i Tabel 8.1 viser omfanget af deres stedlige variation indenfor Europa. Kendes størrelsen af variationen i emissioner og følsomheder inden for Europa, forventes den stedafhængige faktor at ligge inden for dette område for de fleste regioner også i resten af verden. Ekspertvurderinger skal muligvis bruges til at forstå eller fortolke om faktoren for emissioner fra processer i ikke-europæiske regioner skal ligge i den nedre eller øvre del af skalaen.

### *Trin 3*

De stedafhængige bidrag fra processen, som blev valgt i Trin 1, lægges til det justerede ikke-stedafhængige bidrag fra Trin 2. Trin 2 gentages indtil det stedafhængige bidrag fra de valgte processer er så stort, at den resterende stedlige variation i værdien for human toksicitet ikke længere har indflydelse på konklusionen af studiet (f.eks. når den stedafhængige andel er større end 95% af den totale påvirkning).

## 8.7 NORMALISERING

UMIP2003 person ækvivalenten for human toksicitet gennem luft, idet UMIP2003 eksponeringsfaktoren benyttes, er  $1.7 \cdot 10^8 \text{ år}^{-1}$

I overensstemmelse med UMIP97 tilgangen er normaliseringsreferencen for human toksicitet via luft baseret på den påvirkning som skyldes det aktuelle emissionsniveau for 1994 (se Hauschild og Wenzel 1998f og Stranddorf et al., 2005). Anvendes UMIP2003 eksponeringsfaktorerne for human toksicitet gennem luft sammen med karakteriseringsfaktorerne fra UMIP97, er den totale påvirkning fra emissionerne i et repræsentativt udsnit af europæiske lande, for hvilke relevante luftemissionsdata findes,  $4.4 \cdot 10^{16}$ . Person-ækvivalenten udregnes som en europæisk gennemsnitspåvirkning pr. person under forudsætning af en samlet befolkning på  $2,55 \cdot 10^8$  personer i disse lande. Beregningen af normaliseringsreferencen er dokumenteret i Anneks 8.8.

## 8.8 FORTOLKNING AF RESULTATERNE

I betragtning af de begrænsede forskelle, der er mellem de højeste og laveste stedafhængige eksponeringsfaktorer, og i erkendelse af det faktum, at eksponeringsfaktorer kun er blevet udregnet for to modelstoffer, ligger hovedinteressen for de tilvejebragte stedafhængige eksponeringsfaktorer i deres anvendelse til at repræsentere denne del af den stedlige variation i en følsomhedsanalyse og således medvirke til at kvantificere den mulige stedlige variation, som ligger skjult i de ikke-stedafhængige påvirkningspotentialer.

Eksponeringsfaktorerne relaterer emissioner af toksisk stof til forøgelse af den humane eksponering. Kombineret med UMIP97 eller lignende ikke-stedafhængige karakteriseringsfaktorer for human toksicitet, indikerer eksponeringsfaktorerne forøgelsen af den humantoksiske påvirkning fra emissionen. Den totale, humane eksponering for det givne stof er ukendt, idet de samlede emissioner fra processen er ukendte (opgørelsen vedrører den funktionelle enhed), hvilket også gælder de miljømæssige baggrundskoncentrationer for et givet stof. Sammenlignet med faktorerne for terrestrisk eutrofiering og forsurening, dækker faktorerne for human toksicitet således en mindre del af årsagskæden. Det nuværende, niveau for integreret vurderingsmodellering af human toksicitet tillader ikke en nærmere vurdering af den toksiske effekt.

Til hjælp for fortolkning af eksponeringsskønnene, gives en oversigt over et udvalg af typiske situationer, hvor baggrundskoncentrationerne er tæt på, eller over ikke-effekt-niveauerne for en række vigtige luftforurenende stoffer (se Anneks 8.9). Denne oversigt tilvejebringer information til hjælp for evaluering af om det er sandsynligt at ikke-effekt-niveauerne bliver overskredet af emissionen fra en given proces. En sådan evaluering må være grov, i betragtning af det begrænsede datagrundlag der er tilgængeligt for baggrundskoncentrationer. Ikke desto mindre er det et første skridt i en fortolkning til identificering af de processer, for hvilke koncentrationsstigningerne overskrider ikke-effekt-niveauerne.

### 8.9 EKSEMPEL

Under anvendelse af UMIP2003 faktorerne, udføres en karakterisering af opgørelsen, som blev præsenteret i Afsnit 1.6.

#### *Ikke stedafhængig karakterisering*

Som det er beskrevet i afsnit 8.5 udregnes først de ikke-stedafhængige påvirkninger for eksponering via luft. De humantoksiske påvirkninger, vist i Tabel 8.2, er bestemt under brug af UMIP97 faktorerne fra Anneks 8.1 og de ikke-stedafhængige eksponeringsfaktorer fra Tabel 8.1 i henhold til ligningen 8.2. Blandt de luftbårne emissioner for hvilke der findes UMIP97 faktorer, er metallerne (som er partikulært bundne), NO<sub>x</sub>, og carbonmonoxid vurderet til at have atmosfæriske opholdstider sammenlignelige med benzens (1 uge). I karakteriseringen er de derfor repræsenteret ved de ikke-stedafhængige eksponeringsfaktorer for benzen. Opholdstiden for SO<sub>2</sub> forventes at ligger tættere på opholdstiden for HCl (en dag), og for SO<sub>2</sub>, anvendes derfor de ikke-stedafhængige eksponeringsfaktorer for HCl. For HEF<sub>regional</sub>, antages en frigivelseshøjde på 25 m fordi vi taler om industrielle emissioner.

TABEL 8.2.  
IKKE-STEDAFHÆNGIGE  
HUMAN TOKSICITETS-  
PÅVIRKNINGS-  
POTENTIALER FOR  
EKSPONERING VIA LUFT  
FOR EN STØTTEBLOK  
FREMSTILLET AF PLASTIC  
ELLER ZINK.

STOF	EMISSION TIL LUFT		HUMAN TOKSICITET VIA LUFT				PLASTIC DEL		ZINK DEL	
	FRA PLASTIC DEL	FRA ZINK DEL	EF(HTA)	HEFREGIONAL	HEFLOKAL	EP(HTA)	EP(HTA)			
	G/F.U.	G/F.U.	M <sup>3</sup> LUFT/G	PERSON·µG/M <sup>3</sup> /G	PERSON·µG/M <sup>3</sup> /G			GNS. AFV.	STD. AFV.	
HYDROGEN- CHLORID	0,001163	0,00172								
CARBON- MONOXID	0,2526	0,76	8,30 · 10 <sup>2</sup>	50000	33000	6970	12	7	36	21
AMMONIAK	0,003605	0,000071								
METHAN	3,926	2,18								
VOC, KRAFTVÆRK	0,0003954	0,00037								
VOC, DIESEL MOTORER	0,02352	0,0027								
VOC, USPECIFICERET	0,89	0,54								
SVOVL DIOXID	5,13	13,26	1,30 · 10 <sup>3</sup>	2460	1600	3620	41	11	105	28
NITROGEN- OXID	3,82	7,215	8,60 · 10 <sup>3</sup>	50000	33000	6970	1872	1084	3535	2048
BLY	0,00008031	0,0002595	1,00 · 10 <sup>8</sup>	50000	33000	6970	458	265	1478	856
CADMIIUM	0,00000866	0,00007451	1,10 · 10 <sup>8</sup>	50000	33000	6970	54	31	467	270
ZINK	0,000378	0,00458	8,10 · 10 <sup>4</sup>	50000	33000	6970	2	1	21	12
EMISSIONER TIL VAND	0	0								
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	0,00005487	0,0000486								
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	0,0004453	0,003036								
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,000014	0								
ZINK	0,00003171	0,002209								
<b>TOTAL</b>							<b>2438</b>	<b>1117</b>	<b>5642</b>	<b>2236</b>

Anvendes ikke-stedafhængige eksponeringsfaktorer, har zink-støtteblokken det største human toksicitetspåvirkningspotentiale. For begge støtteblokke er SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> og bly vigtige bidragydere, mens også cadmium emissionen bidrager betragteligt for zink delen. Imidlertid er den potentielle stedlige variation så stor (som det fremgår af den stedligt bestemte standardafvigelse) at konklusionen muligvis ændres hvis den stedlige variation skulle inddrages. Derfor udføres en stedafhængig karakterisering for disse processer som bidrager mest til de ikke-stedafhængige påvirkninger i bestræbelserne på at reducere den stedligt bestemte usikkerhed og styrke konklusionen.

### *Stedafhængig karakterisering*

Tabel 8.2 viser at de overvejende bidrag til human toksicitetspåvirkninger via luft skyldes SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, Pb og (for zink komponenten) Cd. For zink komponenten er de væsentligste kilder til SO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub> emissioner identificeret som produktionen af zink fra malm, hvilket foregår i Bulgarien, støbningen af komponenten, hvilket foregår i Jugoslavien og den del af transporten som foregår på lastbil gennem Tyskland. Både bly og zink emissionerne skyldes næsten udelukkende produktionen af zink fra malm i Bulgarien (data ikke vist). For plastic komponenten er de vigtigste kilder til SO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub>, produktionen af plasticpolymeren i Italien, sprøjtstøbningen af støtteblokken i Danmark og transporten af blokken på lastbil, hovedsageligt gennem Tyskland. Bly emissionerne kommer fra elektricitetsforbruget, som foregår flere steder rundt i Europa. For de sidstes vedkommende, er det således valgt for at bibeholde den ikke-stedafhængige karakterisering (data ikke vist). Emissionerne fra de valgte processer bidrager med godt og vel 80% og 95% af de fulde, ikke-stedafhængige påvirkninger i Tabel 8.2 for zinkkomponenten henholdsvis plasticomponenten (data ikke vist).

Til beregningen af de stedafhængige påvirkninger for disse nøgleprocesser, findes de relevante stedafhængige regionale eksponeringsfaktorer fra kortene i Anneks 8.5 og Anneks 8.6. Midtpunktet i de givne intervaller anvendes De lokale eksponeringsfaktorer findes i Anneks 8.7 dækkende et område op til 10 km afstand. Befolkningstætheden i lokalområdet antages at være som i landdistrikt (100 personer/km<sup>2</sup>). Resultaterne af den stedafhængige karakterisering vises i Tabel 8.3.

TABEL 8.3.  
STEDAFHÆNGIGE  
PÅVIRKNINGS-  
POTENTIALER FOR  
HUMAN TOKSICITET VIA  
LUFT FOR  
NØGLEPROCESSERNE I  
HVERT AF  
PRODUKTSYSTEMERNE.

ZINK DEL	EF(HTA)	HEF <sub>REGIONAL</sub>	HEF <sub>LOKAL</sub>	PD	TOKSISK PÅVIRKNING EP(HTA)	
	G/F.U.	M <sup>3</sup> LUFT/G	PERSON·µG/M <sup>3</sup> /G	PERSON·µG/M <sup>3</sup> /G		
<i>SO<sub>2</sub> EMISSIONER</i>						
ZINK PRODUKTION, BULGARIEN	9,16	1,30 · 10 <sup>3</sup>	1500	0,52	100	61
ZINK STØBNING, JUGOSLAVIEN	2,71	1,30 · 10 <sup>3</sup>	1500	0,52	100	18
TRANSPORT, HOVEDSAGELIG TYSKLAND	1,18	1,30 · 10 <sup>3</sup>	3500	0,68	100	13
<i>NO<sub>x</sub> EMISSIONER</i>						
ZINK PRODUKTION, BULGARIEN	0,97	8,60 · 10 <sup>3</sup>	22500	1	100	246
ZINK STØBNING, JUGOSLAVIEN	1,65	8,60 · 10 <sup>3</sup>	22500	1	100	418
TRANSPORT, HOVEDSAGELIG TYSKLAND	4,56	8,60 · 10 <sup>3</sup>	22500	1,75	100	1361
<i>BLY EMISSIONER</i>						
ZINK PRODUKTION, BULGARIEN	1,75 · 10 <sup>-4</sup>	1,00 · 10 <sup>8</sup>	22500	1	100	516
<i>CADMIUM EMISSIONER</i>						
ZINK PRODUKTION, BULGARIEN	6,50 · 10 <sup>-5</sup>	1,10 · 10 <sup>8</sup>	22500	1	100	211
<b>TOTAL, ZINK DEL</b>					<b>2843</b>	
<i>PLASTIC DEL</i>						
<i>SO<sub>2</sub> EMISSIONER</i>						
PLASTIC PRODUKTION, ITALIEN	2,43	1,30 · 10 <sup>3</sup>	1500	0,52	100	16
SPRØJTE- STØBNING, DANMARK	2,11	1,30 · 10 <sup>3</sup>	1500	0,28	100	9
TRANSPORT, HOVEDSAGELIG TYSKLAND	0,45	1,30 · 10 <sup>3</sup>	3500	0,68	100	5
<i>NO<sub>x</sub> EMISSIONER</i>						
PLASTIC PRODUKTION, ITALIEN	0,63	8,60 · 10 <sup>3</sup>	22500	1	100	160
SPRØJTE- STØBNING, DANMARK	0,48	8,60 · 10 <sup>3</sup>	22500	0,42	100	105
TRANSPORT, HOVEDSAGELIG TYSKLAND	1,74	8,60 · 10 <sup>3</sup>	22500	1,75	100	519
<b>TOTAL, PLASTIC DEL</b>					<b>814</b>	

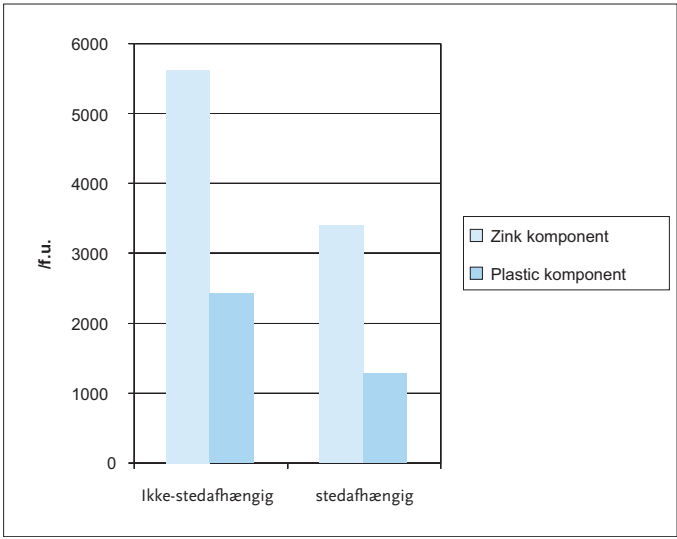
Eksponeringsfaktorer for HCl og benzen blev brugt til at repræsentere stoffer af kort henholdsvis lang opholdstid i atmosfæren. Til bestemmelse af robustheden af resultaterne overfor valget af modelstof (HCl eller benzen) i beregningen i Tabel 8.3, bestemmes den nedre og øvre binding med hensyn til opholdstid for stoffet. Beregningen af de stedafhængige påvirkninger gentages under anvendelse af HCl faktorerne for alle emissioner (minimumsværdi) og benzenfaktorerne for alle emissioner (maksimumsværdi) (beregning ikke vist). For alle tre beregninger, fratrækkes de ikke-stedafhængige påvirkninger fra nøgleprocesserne fra de originale ikke-stedafhængige påvirkninger i Tabel 8.2 og de stedafhængige påvirkninger (i Tabel 8.3 for overslagsberegningen) lægges til. Den således korrigerede humane toksicitetspåvirkning gennem luft findes i Tabel 8.4 og forskellen til den originale ikke-stedafhængige påvirkning i Tabel 8.2 er illustreret i Figur 8.1.

	HUMAN TOKSICITET VIA LUFT, EP(HTA) BEDSTE ESTIMAT	HUMAN TOKSICITET VIA LUFT, EP(HTA) MINIMUMSVÆRDI	HUMAN TOKSICITET VIA LUFT, EP(HTA) MAKSIMUMSVÆRDI
ZINK DEL	3403	1216	3819
PLASTIC DEL	1291	672	1443

Stedafhængig karakterisering reducerer størrelsen af den humantoksiske påvirkning via luft for begge komponenter men forøger dominansen af zinkkomponenten. For den zink-baserede komponent er omkring 75% af denne påvirkning beregnet med brug af stedafhængige karakteriseringsfaktorer, mens den stedafhængige andel for den plasticbaserede komponent er omkring 85%. Selvom stedafhængig karakterisering blev lavet for alle de resterende processer i produktsystemet, ville resultatet ikke ændres signifikant, deres begrænsede andel samt standardafvigelsen taget i betragtning. Størstedelen af det stedligt betingede potentiale for variation af påvirkningen er blevet ophævet for begge komponenter. Minimums- og maksimumsværdierne i Tabel 8.4 viser også, at dominansen af zinkkomponenten i denne påvirkningskategori er relativt ufølsom for opholdstiden af det involverede stof. Emissionsstedet er vigtigere end stoffets atmosfæriske opholdstid indenfor de grænser, der udstikkes af de undersøgte modelstoffer HCl og benzen.

TABEL 8.4.  
HUMAN TOKSICITETS-  
PÅVIRKNING VIA LUFT  
FRA HVERT AF  
PRODUKTSYSTEMERNE  
MED STEDAFHÆNGIG  
KARAKTERISERING AF  
NØGLEPROCES-  
EMISSIONER, BEDSTE  
ESTIMAT (UNDER  
ANVENDELSE AF  
EKSPONERINGS-  
FAKTORER FOR HCL OG  
BENZEN, AFHÆNGIGT AF  
HVILKEN DER ER MEST  
EGNET),  
MINIMUMSVÆRDI  
(EKSPONERINGSFAKTOR  
ER FOR HCL FOR ALLE  
EMISSIONER) OG  
MAKSIMUMSVÆRDI  
(EKSPONERINGSFAKTOR  
ER FOR BENZEN FOR  
ALLE EMISSIONER).

FIGUR 8.1  
IKKE-STEDAFHÆNGIG  
OG STEDAFHÆNGIG  
HUMANTOKSISK  
PÅVIRKNING VIA LUFT  
FOR DE TO  
PRODUKTSYSTEMER. FOR  
DE STED-AFHÆNGIGE  
PÅVIRKNINGER, ER DER  
KUN ANVENDT  
STEDAFHÆNGIGE  
EKSPONERINGS-  
FAKTORER FOR  
NØGLEPROCESSERNE  
SOM BESKREVET  
OVENFOR.





## Annex 8.1: UMP97 karakteriseringsfaktorer for human toksicitet for emissioner til luft (Wenzel et al., 1997)

EMISSIONER TIL LUFT SOM FØRSTE MEDIE				
STOF	CAS NO.	EF(HTA) M <sup>3</sup> /G	EF(HTW) M <sup>3</sup> /G	EF(HTS) M <sup>3</sup> /G
1,1,1-TRICHLOROETHAN	71-55-6	9,2E+02	9,9E-04	2,0E-03
1,2-BENZOISOTHIAZOLIN-3-ON	2634-33-5	2,8E+04	0	0
1,2-DICHLOROBENZEN	95-50-1	8,3E+03	0,37	7,0E-03
1,2-DICHLOROETHAN	107-06-2	5,0E+04	3,9E-03	7,5E-02
1,2-PROPYLENOXID	75-56-9	3,3E+04	2,9E-06	1,1E-03
1-BUTANOL	71-36-3	1,3E+04	1,4E-03	1,4E-01
2,3,7,8-TETRACHLORODI-BENZO-P-DIOXIN	1746-01-6	2,9E+10	2,2E+08	1,4E+04
2,4-DINITROTOLUEN	121-14-2	1,1E+02	5,8E-03	9,6E-04
2-CHLOROTOLUEN	95-49-8	2,2E+03	0,98	1,9E-02
2-ETHYL HEXANOL	104-76-7	1,8E+03	0	0
2-ETHYLHEXYL ACETAT	103-09-3	9,5E+03	0	0
2-PROPANOL	67-63-0	1,2E+02	7,5E-06	2,8E-03
3-CHLOROTOLUEN	108-41-8	2,2E+03	0,71	2,4E-02
4-CHLOROTOLUEN	106-43-4	2,2E+03	0,79	2,2E-02
ACETALDEHYD	75-07-0	3,7E+03	0	0
EDDIKESYRE	64-19-7	1,0E+04	3,3E-06	1,6E-03
ACETONE	67-64-1	3,2E+04	8,5E-06	4,1E-03
AKRYLSYRE	79-10-7	6,7E+05	6,3E-05	1,6E-02
AKRYLSYRE, 2-HYDROXYETHYL ESTER	818-61-1	2,0E+02	0	0
ANTHRACEN	120-12-7	9,5E+02	0	0
ANTIMON	7440-36-0	2,0E+04	64	17
ARSEN	7440-38-2	9,5E+06	7,4	1,0E+02
ATRAZIN	1912-24-9	1,4E+05	0	0
BENZEN	71-43-2	1,0E+07	2,3	14
BENZO(A)PYREN	50-32-8	5,0E+07	0	0
BENZOTRIAZOL	95-14-7	1,3E+03	9,3E-04	2,0E-02
BIPHENYL	92-52-4	2,3E+05	1,4	2,9E-03
BUTYL DIGLYCOL ACETAT	124-17-4	1,3E+04	0	0
CADMIUM	7440-46-9	1,1E+08	5,6E+02	4,5
CARBONMONOXID	630-08-0	8,3E+02	0	0
CHLOR	7782-50-5	3,4E+04	0	0

## Anneks 8.1: UMP97 karakteriseringsfaktorer for human toksicitet for emissioner til luft (Wenzel et al., 1997)

EMISSIONER TIL LUFT SOM FØRSTE MEDIE				
STOF	CAS NO.	EF(HTA) M <sup>3</sup> /G	EF(HTW) M <sup>3</sup> /G	EF(HTS) M <sup>3</sup> /G
CHLORBENZEN	108-90-7	2,2E+05	0,27	4,6E-02
CHLOROFORM	67-66-3	1,0E+05	5,4E-02	0,20
CHROM	7440-47-3	1,0E+06	3,6	1,1
COBOLT	7440-48-4	9,5E+03	2,5E-03	0,17
KOBBER	7440-50-8	5,7E+02	3,4	4,0E-03
DIBUTYLTINOXID	818-08-6	1,4E+05	3,7E-03	4,2E-03
DIETHANOLAMIN	111-42-2	4,0E+04	0	0
DIETHYLAMINO-ETHANOL	100-37-8	2,7E+04	0	0
DIETHYLEN GLYCOL	111-46-6	2,5E+05	0	0
DIETHYLEN GLYCOL MONO-N-BUTYL ETHER	112-34-5	2,0E+06	0	0
ETHANOL	64-17-5	1,1E+02	2,9E-07	1,5E-04
ETHYL ACETAT	141-78-6	6,9E+02	8,9E-06	1,2E-03
ETHYLENGLYCOL	107-21-1	8,3E+05	1,4E-03	2,0E-05
ETHYLENGLYCOL ACETAT	111-15-9	3,7E+03	0	0
ETHYLEN GLYCOL MONO-N-BUTYL ETHER	111-76-2	2,1E+04	0	0
ETHYLENEDIAMINE TETRAACETIC ACID, EDTA	60-00-4	3,7E+02	0	0
ETHYLENDIAMIN, 1,2-ETHANEDIAMIN	107-15-3	2,0E+04	0	0
FLUORID	16984-48-8	9,5E+04	0	0
FORMALDEHYD	50-00-00	1,3E+07	2,2E-05	5,8E-03
GLYCEROL	56-81-5	70	0	0
HEXAMETHYLEN DIISOCYANAT, HDI	822-06-0	7,1E+05	12	0,56
HEXAN	110-54-3	1,6E+03	0,34	9,7E-04
HYDROGEN CYANID	74-90-8	1,4E+05	1,5E-03	0,71
HYDROGENSULFID	7783-06-04	1,1E+06	8,1E-04	0,26
JERN	7439-89-6	3,7E+04	9,6E-03	0,77
ISOBUTANOL	78-83-1	1,0E+07	2,8E-05	3,7E-03
ISOPROPYLBENZEN, CUMEN	98-82-8	1,0E+04	0,21	2,1E-02
BLY	7439-92-1	1,0E+08	53	8,3E-02
ÆBLESYRE, DIBUTYL ESTER	105-76-0	7,7E+03	0	0
MANGAN	7439-96-5	2,5E+06	5,3E-03	0,42

## Anneks 8.1: UMP97 karakteriseringsfaktorer for human toksicitet for emissioner til luft (Wenzel et al., 1997)

EMISSIONER TIL LUFT SOM FØRSTE MEDIE				
STOF	CAS NO.	EF(HTA) M <sup>3</sup> /G	EF(HTW) M <sup>3</sup> /G	EF(HTS) M <sup>3</sup> /G
KVIKSØLV	7439-97-6	6,7E+06	1,1E+05	81
METHAKRYL SYRE	79-41-4	4,5E+04	0	0
METHANOL	67-56-1	2,5E+03	3,0E-04	3,1E-04
METHYL ISOBUTYL KETON	108-10-1	3,3E+03	3,6E-03	0,12
METHYL METHACRKLAT	80-62-6	1,0E+07	0	0
METHYLENBIS(4-PHE- NYL- ISOCYANATE), MDI	101-68-8	5,0E+07	0	0
MOLYBDÆN	7439-98-7	1,0E+05	5,3E-02	1,5
MONOETHAN- OLAMIN	141-43-5	2,7E+04	0	0
MORPHOLIN	110-91-8	1,3E+04	0	0
N-BUTYL ACETAT	123-86-4	1,1E+03	7,0E-03	5,0E-02
NIKKEL	7440-02-0	6,7E+04	3,7E-03	0,12
NITRILOTRIACETAT	139-13-9	3,8E+04	0	0
NITROBENZENSULFON SYRE, NATRIUM SALT	127-68-4	2,6E+03	1,7E-07	3,9E-05
NITROGEN DIOXID OG ANDRE NO <sub>x</sub>	10102-44-0	8,6E+03	0	0
LATTERGAS, N <sub>2</sub> O	10024-97-2	2,0E+03	0	0
OZON	10028-15-6	5,0E+04	0	0
PHENOL	108-95-2	1,4E+06	0	0
PHOSGEN	75-44-5	2,0E+06	0	0
PROPYLENGLYCOL, 1,2- PROPANDIOL	57-55-6	1,5E+03	0	0
SELEN	7782-49-2	1,5E+06	28	4,4E-02
SØLV	7440-22-4	2,0E+05	5,3E-02	4,2
NATRIUM BENZOAT	532-32-10	1,4E+04	4,0E-07	1,4E-04
NATRIUM HYPOCHLORIT	7681-52-9	2,0E+03	0	0
STYREN	100-42-5	1,0E+03	0	0
SULPHAMIN SYRE	5329-14-6	9,0E+03	2,1E-09	9,7E-06
SVOVDIOXID	7446-09-5	1,3E+03	0	0
TETRACHLOR- ETHYLEN	127-18-4	2,9E+04	0,36	4,0E-02
THALLIUM	7440-28-0	5,0E+05	1,3E+04	10
TITAN	7440-32-6	1,8E+04	4,7E-03	0,38

**Anneks 8.1: UMP97 karakteriseringsfaktorer for human toksicitet for emissioner til luft (Wenzel et al., 1997)EF(htw)**

<b>EMISSIONER TIL LUFT SOM FØRSTE MEDIE</b>				
STOF	CAS NO.	EF(HTA) M <sup>3</sup> /G	EF(HTW) M <sup>3</sup> /G	EF(HTS) M <sup>3</sup> /G
TOLUEN	108-88-3	2,5E+03	4,0E-03	1,0E-03
TOLUEN DIISO- CYANAT 2,4/2,6 BLAN- DING	26471-62-5	7,1E+05	2,1	1,2E-02
TOLUEN-2,4-DIAMIN	95-80-7	1,4E+03	0	0
TRICHLORO- ETHYLEN	79-01-6	1,9E+04	9,1E-04	6,9E-04
TRIETHANOLAMIN	102-71-6	1,3E+04	0	0
TRIETHYLAMIN	121-44-8	1,4E+05	0	0
VANADIUM	7440-62-2	1,4E+05	3,7E-02	0,96
VINYLCHLORID	75-01-4	3,9E+05	0,40	4,0
XYLENER, BLANDEDE	1330-20-7	6,7E+03	1,1E-03	6,7E-05
ZINK (SOM STØV)	7440-66-6	8,1E+04	4,1	1,3E-02

## Anneks 8.2: UMIP97 karakteriseringsfaktorer for human toksicitet for emissioner til vand (Wenzel et al., 1997)

EMISSIONER TIL VAND SOM FØRSTE MEDIE				
STOF	CAS NO.	EF (HTA)	EF (HTW)	EF (HTS)
		M <sup>3</sup> /G	M <sup>3</sup> /G	M <sup>3</sup> /G
1,1,1-TRICHLOROETHAN	71-55-6	9,2E+02	9,9E-04	2,0E-03
1,2-BENZOISOTHIAZOLIN-3-ON	2634-33-5	0	1,3E-04	0
1,2-DICHLOROBENZEN	95-50-1	8,3E+03	0,37	7,0E-03
1,2-DICHLOROETHAN	107-06-2	0	2,0E-02	0
1,2-PROPYLENE OXID	75-56-9	0	1,5E-05	0
1-BUTANOL	71-36-3	0	7,1E-03	0
2,3,7,8-TETRACHLORODIBENZOP-DIOXIN	1746-01-6	0	1,1E+09	0
2,4-DINITROTOLUEN	121-14-2	0	2,9E-02	0
2-CHLOROTOLUEN	95-49-8	2,2E+03	0,98	1,9E-02
2-ETHYL HEXANOL	104-76-7	0	2,8E-02	0
2-ETHYLHEXYL ACETAT	103-09-3	9,5E+03	0	0
2-PROPANOL	67-63-0	0	3,7E-05	0
3-CHLOROTOLUEN	108-41-8	2,2E+03	0,71	2,4E-02
4-CHLOROTOLUEN	106-43-4	2,2E+03	0,79	2,2E-02
ACETALDEHYD	75-07-0	0	7,1E-06	0
EDDIKESYRE	64-19-7	0	1,6E-05	0
ACETONE	67-64-1	0	4,3E-05	0
AKRYLSYRE	79-10-7	0	3,1E-04	0
AKRYLSYRE, 2-HYDROXY-ETHYL ESTER	818-61-1	0	6,4E-04	0
ANTHRACEN	120-12-7	0	11	0
ANTIMON	7440-36-0	0	3,2E+02	0
ARSEN	7440-38-2	0	37	0
ATRAZIN	1912-24-9	0	1,1	0
BENZEN	71-43-2	1,0E+07	2,3	14
BENZO(A)PYREN	50-32-8	0	3,2E+02	0
BENZOTRIAZOL	95-14-7	0	4,6E-03	0
BIPHENYL	92-52-4	0	7,1	0
BUTYL DIGLYCOL ACETAT	124-17-4	0	3,3E-02	0
CADMIUM	7440-46-9	0	2,8E+03	0
CARBONMONOXID	630-08-0	8,3E+02	0	0
CHLOR	7782-50-5	3,4E+04	0	0
CHLOROBENZEN	108-90-7	2,2E+05	0,27	4,6E-02
CHLOROFORM	67-66-3	1,0E+05	5,4E-02	0,20

**Anneks 8.2: UMIP97 karakteriseringsfaktorer for human toksicitet for emissioner til vand (Wenzel et al., 1997)**

EMISSIONER TIL VAND SOM FØRSTE MEDIE				
STOF	CAS NO.	EF(HTA)	EF(HTW)	EF(HTS)
		M <sup>3</sup> /G	M <sup>3</sup> /G	M <sup>3</sup> /G
CHROM	7440-47-3	0	18	0
COBOLT	7440-48-4	0	1,2E-02	0
KOBBER	7440-50-8	0	17	0
DIBUTYLTINOXID	818-08-6	0	1,9E-02	0
DIETHANOLAMIN	111-42-2	0	3,9E-05	0
DIETHYLAMINO-ETHANOL	100-37-8	0	3,2E-03	0
DIETHYLENGLYCOL	111-46-6	0	3,1E-06	0
DIETHYLENGLYCOL MONO-N-BUTYL ETHER	112-34-5	0	3,4E-03	0
ETHANOL	64-17-5	0	1,5E-06	0
ETHYL ACETAT	141-78-6	0	4,4E-05	0
ETHYLENGLYCOL	107-21-1	0	7,0E-03	0
ETHYLENGLYCOL ACETAT	111-15-9	0	1,5E-03	0
ETHYLEN GLYCOL MONO-N-BUTYL ETHER	111-76-2	0	8,4E-05	0
ETHYLENDIAMINE TETRAEDDIKESYRE, EDTA	60-00-4	0	6,7E-09	0
ETHYLENEDIAMIN, 1,2-ETHANEDIAMIN	107-15-3	0	1,4E-05	0
FLUORID	16984-48-8	0	1,2E-02	0
FORMALDEHYD	50-00-00	0	1,1E-04	0
GLYCEROL	56-81-5	0	1,3E-06	0
HEXAMETHYLEN DIISOCYANAT, HDI	822-06-0	0	61	0
HEXAN	110-54-3	1,6E+03	0,34	9,7E-04
HYDROGEN CYANID	74-90-8	1,4E+05	1,5E-03	0,71
HYDROGEN SULFID	7783-06-04	0	4,1E-03	0
JERN	7439-89-6	0	4,8E-02	0
ISOBUTANOL	78-83-1	0	1,5E-05	0
ISOPROPYLBENZEN, CUMEN	98-82-8	1,0E+04	0,21	2,1E-02
BLY	7439-92-1	0	2,6E+02	0
ÆBLESYRE, DIBUTYL ESTER	105-76-0	0	14	0
MANGAN	7439-96-5	0	2,7E-02	0
KVIKSØLV	7439-97-6	6,7E+06	1,1E+05	81
METHAKRYLSYRE	79-41-4	0	6,0E-03	0

## Anneks 8.2: UMIP97 karakteriseringsfaktorer for human toksicitet for emissioner til vand (Wenzel et al., 1997)

### EMISSIONER TIL VAND SOM FØRSTE MEDIE

STOF	CAS NO.	EF(HTA)	EF(HTW)	EF(HTS)
		M <sup>3</sup> /G	M <sup>3</sup> /G	M <sup>3</sup> /G
METHANOL	67-56-1	0	1,5E-03	0
METHYL ISOBUTYL KETON	108-10-1	0	1,8E-02	0
METHYL METHAKRYLAT	80-62-6	0	4,9E-03	0
METHYLENBIS(4-PHENYLSOCYANAT), MDI	101-68-8	0	2,8E+02	0
MOLYBDÆN	7439-98-7	0	0,27	0
MONOETHANOLAMIN	141-43-5	0	3,5E-05	0
MORPHOLIN	110-91-8	0	1,0E-04	0
N-BUTYL ACETAT	123-86-4	0	3,5E-02	0
NIKKEL	7440-02-0	0	1,9E-02	0
NITRILOTRIACETAT	139-13-9	0	8,2E-14	0
NITROBENZENSULFONSYRE, NATRIUM SALT	127-68-4	2,6E+03	1,7E-07	3,9E-05
NITROGEN DIOXID OG ANDRE NO <sub>x</sub>	10102-44-0	0	3,7E-05	0
LATTERGAS, N <sub>2</sub> O	10024-97-2	2,0E+03	0	0
OZON	10028-15-6	5,0E+04	0	0
PHENOL	108-95-2	0	3,4E-02	0
PHOSGEN	75-44-5	2,0E+06	0	0
PROPYLEN GLYCOL, 1,2-PROPANDIOL	57-55-6	0	4,8E-06	0
SELEN	7782-49-2	0	1,4E+02	0
SØLV	7440-22-4	0	0,27	0
NATRIUM BENZOAT	532-32-10	0	2,0E-06	0
NATRIUM HYPOCHLORIT	7681-52-9	0	2,6E-04	0
STYREN	100-42-5	1,0E+03	0	0
SULPHAMIN SYRE	5329-14-6	0	1,1E-08	0
SVOVDIOXID	7446-09-5	1,3E+03	0	0
TETRACHLORETHYLEN	127-18-4	2,9E+04	0,36	4,0E-02
THALLIUM	7440-28-0	0	6,5E+04	0
TITAN	7440-32-6	0	0,02	0
TOLUEN	108-88-3	2,5E+03	4,0E-03	1,0E-03
TOLUEN DIISOCYANAT 2,4/2,6 BLANDING	26471-62-5	0	10	0
TOLUEN-2,4-DIAMIN	95-80-7	0	1,3E-04	0
TRICHLOROETHYLEN	79-01-6	1,9E+04	9,1E-04	6,9E-04

**Anneks 8.2: UMIP97 karakteriseringsfaktorer for human toksicitet for emissioner til vand (Wenzel et al., 1997)**

**EMISSIONER TIL VAND SOM FØRSTE MEDIE**

STOF	CAS NO.	EF(HTA) M <sup>3</sup> /G	EF(HTW) M <sup>3</sup> /G	EF(HTS) M <sup>3</sup> /G
TRIETHANOLAMIN	102-71-6	0	8,4E-05	0
TRIETHYLAMIN	121-44-8	0	0,23	0
VANADIUM	7440-62-2	0	0,19	0
VINYLCHELORID	75-01-4	3,9E+05	0,40	4,0
XYLENER, BLANDEDE	1330-20-7	6,7E+03	1,1E-03	6,7E-05
ZINK (SOM STØV)	7440-66-6	0	21	0



### Anneks 8.3: UMIP97 karakteriseringsfaktorer for human toksicitet for emissioner til jord (Wenzel et al., 1997)

#### EMISSIONER TIL JORD SOM FØRSTE MEDIE

STOF	CAS NO.	EF(HTA)	EF(HTW)	EF(HTS)
		M <sup>3</sup> /G	M <sup>3</sup> /G	M <sup>3</sup> /G
1,1,1-TRICHLOROETHAN	71-55-6	9,2E+02	9,9E-04	2,0E-03
1,2-BENZOISOTHIAZOLI N-3-ON	2634-33-5	0	0	0,32
1,2-DICHLOROBENZEN	95-50-1	8,3E+03	0,37	7,0E-03
1,2-DICHLOROETHAN	107-06-2	0	0	9,4E-02
1,2-PROPYLENE OXID	75-56-9	0	0	1,4E-03
1-BUTANOL	71-36-3	0	0	0,18
2,3,7,8-TETRACHLORODI-BENZO-P-DIOXIN	1746-01-6	0	0	1,8E+04
2,4-DINITROTOLUEN	121-14-2	0	0	1,2E-03
2-CHLOROTOLUEN	95-49-8	2,2E+03	0,98	1,9E-02
2-ETHYL HEXANOL	104-76-7	0	0	1,5E-03
2-ETHYLHEXYL ACETAT	103-09-3	9,5E+03	0	0
2-PROPANOL	67-63-0	0	0	3,5E-03
3-CHLOROTOLUEN	108-41-8	2,2E+03	0,71	2,4E-02
4-CHLOROTOLUEN	106-43-4	2,2E+03	0,79	2,2E-02
ACETALDEHYD	75-07-0	0	0	9,2E-04
EDDIKESYRE	64-19-7	0	0	2,0E-03
ACETONE	67-64-1	0	0	5,2E-03
AKRYLSYRE	79-10-7	0	0	2,0E-02
AKRYLSYRE, 2-HYDROXYETHYL ESTER	818-61-1	0	0	7,6E-02
ANTHRACEN	120-12-7	0	0	1,1E-04
ANTIMON	7440-36-0	0	0	21
ARSEN	7440-38-2	0	0	1,3E+02
ATRAZIN	1912-24-9	0	0	4,2E-02
BENZEN	71-43-2	1,0E+07	2,3	14
BENZO(A)PYREN	50-32-8	0	0	1,8E-03
BENZOTRIAZOL	95-14-7	0	0	2,5E-02
BIPHENYL	92-52-4	0	0	3,6E-03
BUTYL DIGLYCOL ACETAT	124-17-4	0	0	0,27
CADMIUM	7440-46-9	0	0	5,6
CARBONMONOXID	630-08-0	8,3E+02	0	0

### Anneks 8.3: UMIP97 karakteriseringsfaktorer for human toksicitet for emissioner til jord (Wenzel et al., 1997)

#### EMISSIONER TIL JORD SOM FØRSTE MEDIE

STOF	CAS NO.	EF(HTA) M <sup>3</sup> /G	EF(HTW) M <sup>3</sup> /G	EF(HTS) M <sup>3</sup> /G
CHLOR	7782-50-5	3,4E+04	0	0
CHLORBENZEN	108-90-7	2,2E+05	0,27	4,6E-02
CHLOROFORM	67-66-3	1,0E+05	5,4E-02	0,20
CHROM	7440-47-3	0	0	1,4
COBOLT	7440-48-4	0	0	0,21
KOBBER	7440-50-8	0	0	5,0E-03
DIBUTYLTINOXID	818-08-6	0	0	5,3E-03
DIETHANOLAMIN	111-42-2	0	0	5,9E-03
DIETHYLAMINO- ETHANOL	100-37-8	0	0	0,30
DIETHYLENGLYCOL	111-46-6	0	0	4,7E-04
DIETHYLENGLYCOL MONO-N-BUTYL ETHER	112-34-5	0	0	0,16
ETHANOL	64-17-5	0	0	1,8E-04
ETHYL ACETAT	141-78-6	0	0	1,5E-03
ETHYLENGLYCOL	107-21-1	0	0	2,5E-05
ETHYLENGLYCOL ACETAT	111-15-9	0	0	6,6E-02
ETHYLENGLYCOL MONO-N-BUTYL ETHER	111-76-2	0	0	3,5E-03
ETHYLENDIAMIN TETRAEDDIKESYRE, EDTA	60-00-4	0	0	2,5E-06
ETHYLENEDIAMIN, 1,2-ETHANEDIAMIN	107-15-3	0	0	1,5E-03
FLUORID	16984-48-8	0	0	6,4E-04
FORMALDEHYD	50-00-00	0	0	7,2E-03
GLYCEROL	56-81-5	0	0	1,7E-04
HEXAMETHYLEN DIISOCYANAT, HDI	822-06-0	0	0	0,70
HEXAN	110-54-3	1,6E+03	0,34	9,7E-04
HYDROGEN CYANID	74-90-8	1,4E+05	1,5E-03	0,71
HYDROGEN SULFID	7783-06-04	1,1E+06	0	0
JERN	7439-89-6	0	0	0,96
ISOBUTANOL	78-83-1	0	0	4,6E-03
ISOPROPYLBENZEN, CUMEN	98-82-8	1,0E+04	0,21	2,1E-02
BLY	7439-92-1	0	0	0,10

### Annex 8.3: UMIP97 karakteriseringsfaktorer for human toksicitet for emissioner til jord (Wenzel et al., 1997)

#### EMISSIONER TIL JORD SOM FØRSTE MEDIE

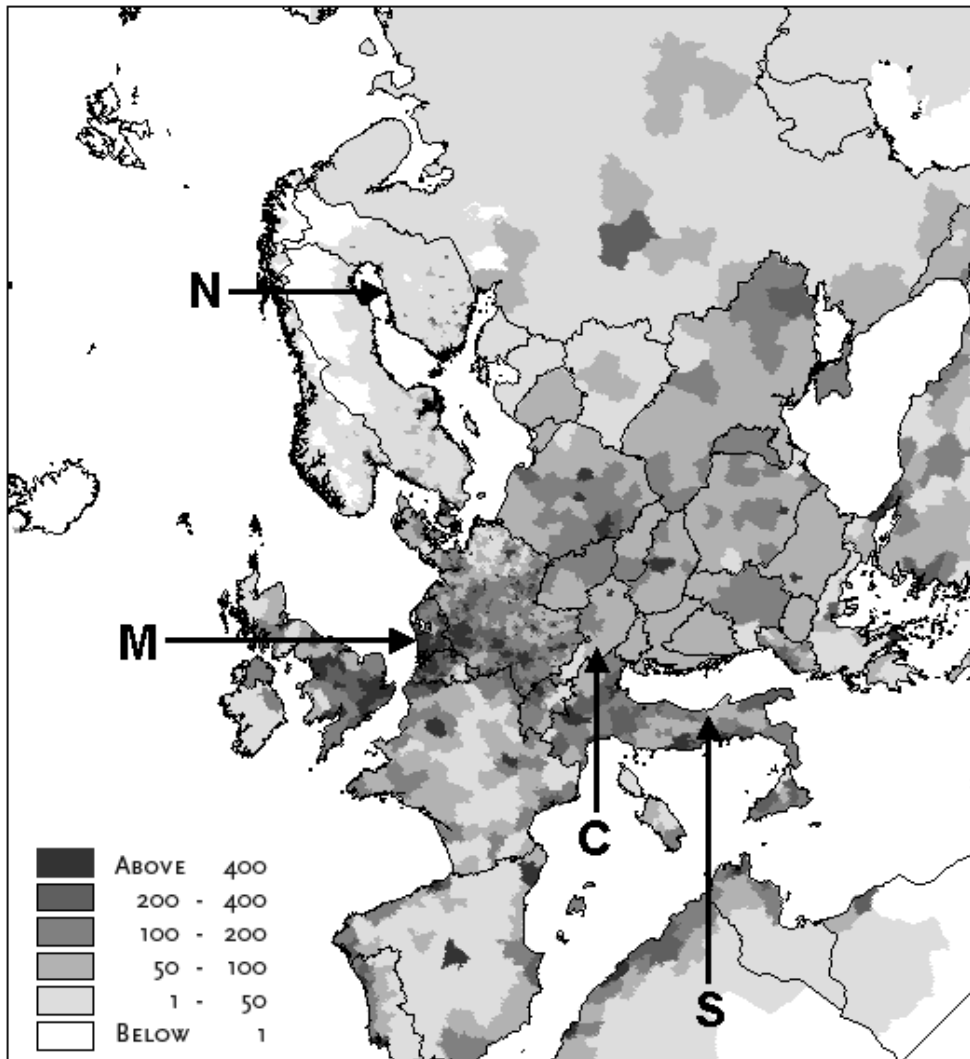
STOF	CAS NO.	EF(HTA)	EF(HTW)	EF(HTS)
		M <sup>3</sup> /G	M <sup>3</sup> /G	M <sup>3</sup> /G
ÆBLESYRE, DIBUTYL ESTER	105-76-0	0	0	3,4E-03
MANGAN	7439-96-5	0	0	0,53
KVIKSØLV	7439-97-6	6,7E+06	1,1E+05	81
METHAKRYL SYRE	79-41-4	0	0	0,22
METHANOL	67-56-1	0	0	3,9E-04
METHYL ISOBUTYL KETON	108-10-1	0	0	0,15
METHYL METHAKRYLAT	80-62-6	0	0	3,2E-02
METHYLENBIS(4- PHENYLISOCYANAT), MDI	101-68-8	0	0	4,0E-04
MOLYBDÆN	7439-98-7	0	0	1,9
MONOETHAN- OLAMIN	141-43-5	0	0	5,4E-03
MORPHOLIN	110-91-8	0	0	1,6E-02
N-BUTYL ACETAT	123-86-4	0	0	6,2E-02
NIKKEL	7440-02-0	0	0	0,15
NITRILOTRIACETAT	139-13-9	0	0	5,1E-05
NITROBENZEN- SULFONSYRE, NATRI- UM SALT	127-68-4	2,6E+03	1,7E-07	3,9E-05
NITROGEN DIOXID OG ANDRE NO <sub>x</sub>	10102-44-0	0	0	3,7E-03
LATTERGAS, N <sub>2</sub> O	10024-97-2	2,0E+03	0	0
OZON	10028-15-6	5,0E+04	0	0
PHENOL	108-95-2	0	0	6,4E-05
PHOSGEN	75-44-5	2,0E+06	0	0
PROPYLEN GLYCOL, 1,2-PROPANDIOL	57-55-6	0	0	7,7E-04
SELEN	7782-49-2	0	0	5,5E-02
SØLV	7440-22-4	0	0	5,3
NATRIUM BENZOAT	532-32-10	0	0	1,7E-04
NATRIUM HYPOCHLORIT	7681-52-9	0	0	2,5E-02
STYREN	100-42-5	1,0E+03	0	0
SULPHAMIN SYRE	5329-14-6	0	0	1,2E-05
SVOVDIOXID	7446-09-5	1,3E+03	0	0

### Anneks 8.3: UMIP97 karakteriseringsfaktorer for human toksicitet for emissioner til jord (Wenzel et al., 1997)

#### EMISSIONER TIL JORD SOM FØRSTE MEDIE

STOF	CAS NO.	EF(HTA)	EF(HTW)	EF(HTS)
		M <sup>3</sup> /G	M <sup>3</sup> /G	M <sup>3</sup> /G
TETRACHLOR-ETHYLEN	127-18-4	2,9E+04	0,36	4,0E-02
THALLIUM	7440-28-0	0	0	13
TITAN	7440-32-6	0	0	0,47
TOLUEN	108-88-3	2,5E+03	4,0E-03	1,0E-03
TOLUEN DIISO-CYANAT 2,4/2,6 BLANDING	26471-62-5	0	0	1,5E-02
TOLUEN-2,4-DIAMIN	95-80-7	0	0	1,1E-02
TRICHLOROETHYLEN	79-01-6	1,9E+04	9,1E-04	6,9E-04
TRIETHANOLAMIN	102-71-6	0	0	1,4E-02
TRIETHYLAMIN	121-44-8	0	0	1,2
VANADIUM	7440-62-2	0	0	1,2
VINYLCHLORID	75-01-4	3,9E+05	0,40	4,0
XYLENER, BLANDEDE	1330-20-7	6,7E+03	1,1E-03	6,7E-05
ZINK (SOM STØV)	7440-66-6	0	0	1,6E-02

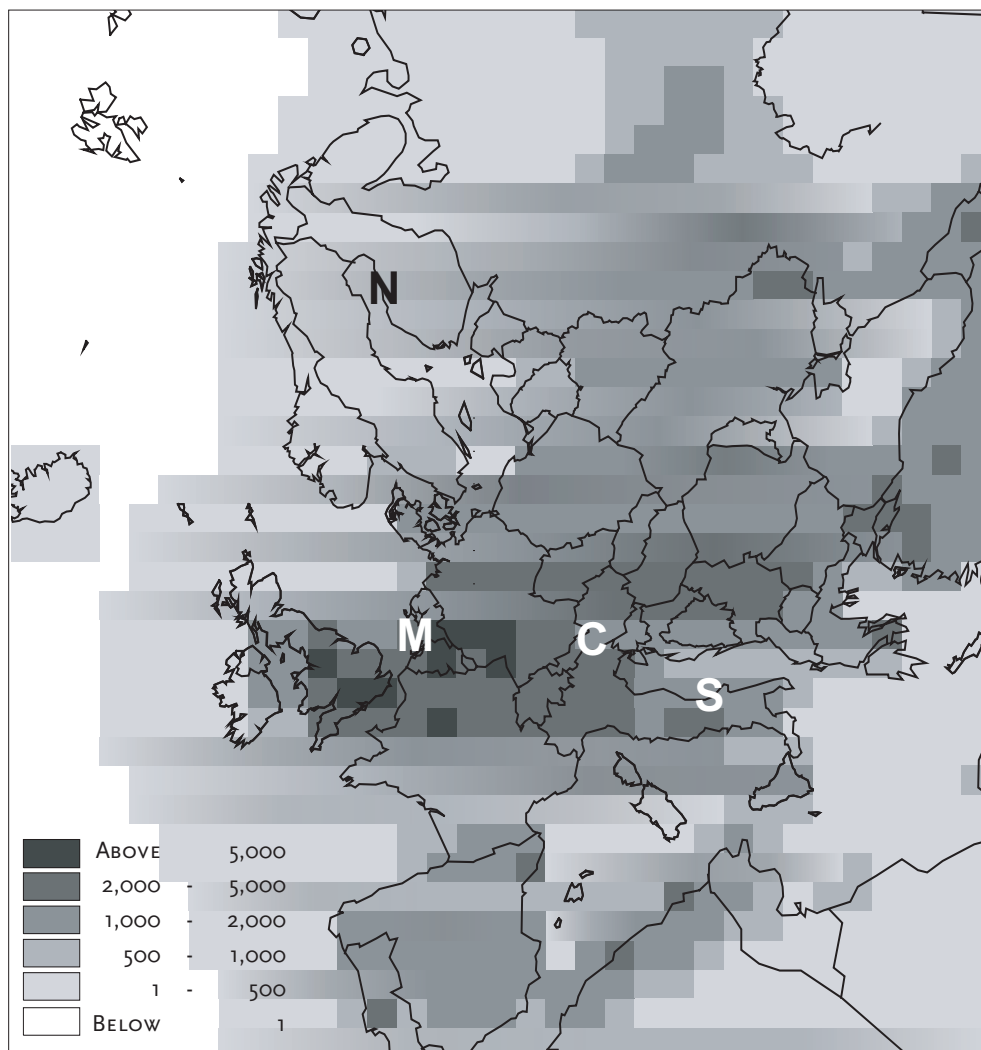
Anneks 8.4: Stedligt differentierede befolkningstætheder for Europa  
(Tobler et al. 1995)



OVERSLAG OVER BEFOLKNINGSTÆTHEDER FOR 1994 FRA TOBLER ET AL (1995). LOKALITETER I DEN NORDLIGE CENTRALE OG SYDLIGE DEL AF EUROPA SAMT MARITIME STEDER ER INDIKERET MED KAPITÆLER.

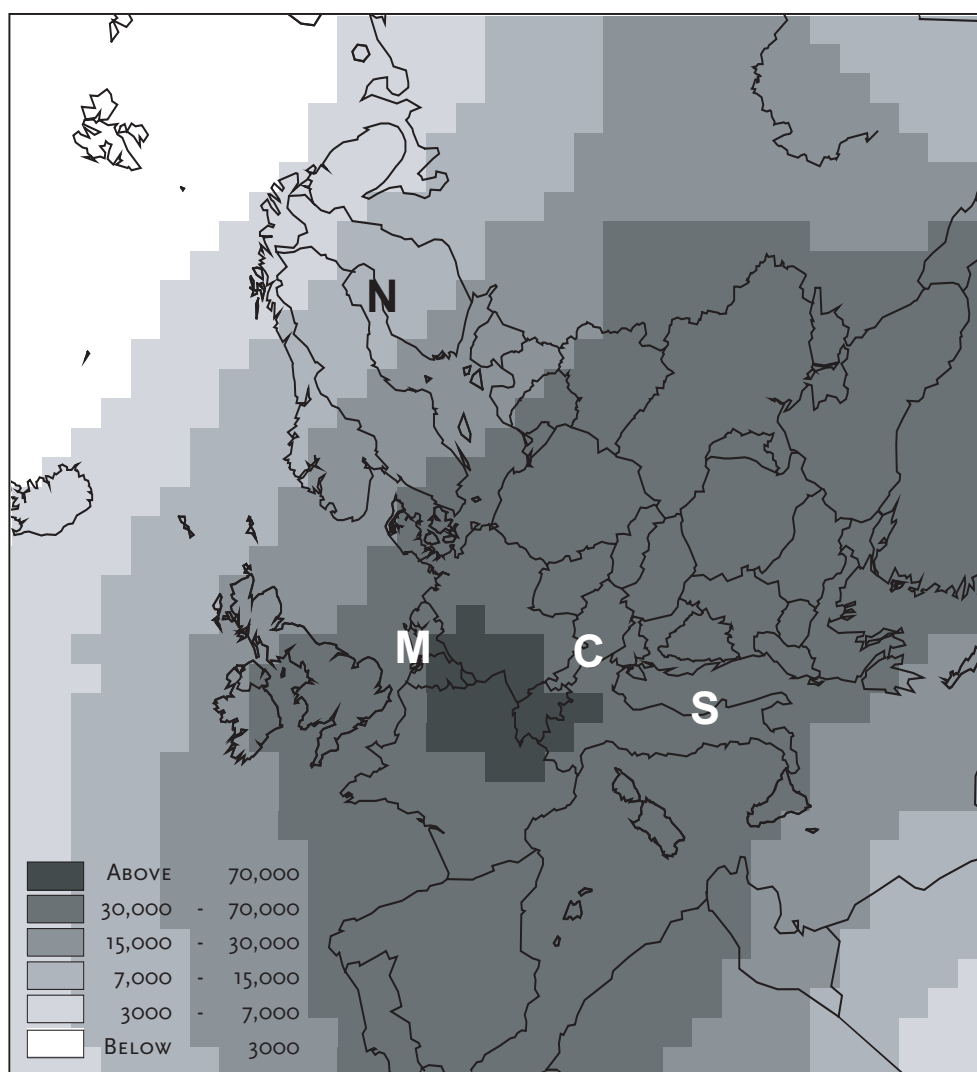
### Anneks 8.5: Regional eksponering for hydrogenchlorid

Den regionale eksponering (i  $\text{person}\cdot\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) over det totale recipientområde (fra 10km til flere hundrede eller tusind kilometer), der forårsages af udledningen af et gram hydrogenchlorid gas i en højde af 25m i kildenetmasken. Den gennemsnitlige eksponering er  $2.460 \text{ person}\cdot\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  pr. emitteret gram, og standardafvigelsen er  $1600 \text{ person}\cdot\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  (begge vægtede for befolkningstæthed). Eksponeringen der forårsages af en tilsvarende emission frigivet i en højde af 150 m kan findes ved at gange med en faktor 1,30 (standard afvigelse 0,02). Eksponeringen der forårsages af en frigivelse i 1 meters højde kan findes ved at gange med en faktor 0,89 (standardafvigelse 0,04). De store kapitæler i figuren indikerer punkterne, for hvilke den lokale eksponering i Anneks 8.7 er blevet beregnet.



## Anneks 8.6: Regional eksponering for benzen

Den regionale eksponering (i  $\text{person}\cdot\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) over det totale afsætningsområde (fra 10 km til flere hundrede eller tusinder af kilometer) der forårsages af udledningen af et gram benzen i en højde af 25m i kilde-netmasken. Gennemsnitseksposeringen er  $50,000 \text{ person}\cdot\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  pr gram emitteret, og standard afvigelsen er  $33.000 \text{ person}\cdot\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  (begge vægtede for befolkningstæthed). Eksposeringsstigningen er ekstrapoleret udenfor det europæiske net for at omfatte transportdistancer op til det niveau hvor al benzen fjernes fra atmosfæren (se Potting et al., 2005b). Højden af frigivelsespunktet påvirker knapt nok den endelige eksponering grundet den lange levetid for benzen, og derfor er der ikke foretaget beregninger for andre frigivelseshøjder. De store kapitæler i figuren indikerer punkterne for hvilke lokal eksponeringen i Anneks 8.7 er blevet beregnet.



### Anneks 8.7: Lokal eksponering for hydrogenchlorid og benzen

Tabellen viser eksponeringen fra en emission af et gram benzen og hydrogenchlorid lokalt ved en kilde (0-10km) og frigivet i forskellige højder (1m, 25m og 150m) og i forskellige klimatiske regioner i Europa. Desuden vises eksponeringerne ved kortere afstande fra kilden (=0,5km, 5 km og 10km). Eksponeringerne er udtrykt som en forholdsmæssig del af den akkumulerede benzen eksponering i en afstand af 10km (20·20km<sup>2</sup>) forårsaget af en frigivelse i 25meters højde i Sydeuropa (69.7 person·µg·m<sup>-3</sup>). Befolkningstætheden er i alle tilfælde en person·km<sup>-2</sup>. De lokaliteter, som er valgt til at repræsentere de fire Europæiske regioner i tabellen er indikeret på kortene i Anneks 8.5 og 8.6.

		BENZEN			HYDROGENCHLORID					
		0.5KM	5KM	10KM						
		0.5KM	5KM	10KM	0.5KM	5KM	10KM			
U	150M		0.02	0.05	KYSTOMRÅDE				150M	U
D			0.02	0.04	NORDEUROPA	SOM FOR BENZEN				D
S			0.03	0.07	CENTRALEUROPA					S
L			0.04	0.08	SYDEUROPA					L
I	25M	0.02	0.2	0.31	KYSTOMRÅDE		0.16	0.23	25M	I
P		0.03	0.25	0.42	NORDEUROPA		0.2	0.28		P
S H		0.04	0.53	0.93	CENTRALEUROPA		0.36	0.5		S H
Ø		0.04	0.57	1	SYDEUROPA		0.38	0.52		Ø
J	1M	0.24	0.49	0.59	KYSTOMRÅDE	0.2	0.33	0.37	1M	J
D		0.25	0.53	0.67	NORDEUROPA	0.2	0.33	0.38		D
E		0.68	1.41	1.75	CENTRALEUROPA	0.45	0.63	0.68		E
R		0.75	1.55	1.91	SYDEUROPA	0.47	0.63	0.67		R



## Anneks 8.8: UMIP 2003 normaliseringsreference for human toksicitet via luft

Baseret på nationale emissionsopgørelser for en række europæiske lande, foretaget af Christensen, 2005a, er der beregnet en europæisk normaliseringsreference for human toksicitet gennem luft under anvendelse af UMIP2003 eksponeringsfaktorerne og UMIP97 karakteriseringsfaktorerne i henhold til Ligning 8.2 for stedafhængig human toksicitetspåvirkning.

$$sd - HTI_p = \sum_s ((sd - HEF_{regional}(h)_{s,i} + 69.7 \cdot PD_i \cdot sg - HEF_{local}(h)_{s,i}) \cdot CF(hta)_s \cdot E(a)_{s,p})$$

Der er gjort en række antagelser:

1. I mangel af et komplet sæt nationale emissionsopgørelser for EU-landene, er normaliseringsreferencerne baseret på opgørelser som dækker relativt få prioriterede emissioner og som har været tilgængelige for 11 europæiske lande. Det forventes ikke, at inklusion af de lande som mangler nationale opgørelser ville ændre den resulterende europæiske normaliseringsreference væsentligt.
2. For alle stoffer i den nationale emissionsopgørelse er det blevet vurderet, hvorvidt den atmosfæriske opholdstid er bedst repræsenteret ved anvendelse af hydrogenchlorid eller benzen som modelstof.
3. Den regionale stedafhængige eksponeringsfaktor ( $sd - HEF_{regional}(h)_{s,i}$ ) er antaget konstant for hele emissions-landet, og bestemt som midtpunktet i det interval, der dækker den største del af landet på kortene i Anneks 8.5 og Anneks 8.6 (for hydrogenchlorid lignende, henholdsvis benzen-lignende stoffer).
4. For næsten alle stoffer i de nationale emissionsopgørelser, er det antaget at emissionskilderne er industrielle, og at emissionshøjden er 25 meter. En undtagelse er emissioner af  $NO_x$  og  $PM_{10}$ , hvor transportprocesser formodes at være den væsentligste bidrager, hvorfor en emissionshøjde på 1 m er mest relevant her. For HCl lignende emissioner skal eksponeringsfaktorerne som er vist i Anneks 8.5 ganges med en faktor 0,89. For benzen-lignende stoffer er eksponeringen kun i ringe grad påvirket af emissionshøjden. Den antagne emissionshøjdes indflydelse på normaliseringsreferencen er moderat.
5. Den ikke-stedafhængige lokale eksponeringsfaktor ( $sg - HEF_{local}(h)_{s,i}$ ) bestemmes fra Anneks 8.7 hvor den er vist i tabellen for benzen-lignende og HCl lignende stoffer som en funktion af europæisk region og emissionshøjde. Den stedafhængige lokale eksponeringsfaktor findes ved at gange med befolkningstætheden ( $PD_i$ ) i omgivelserne omkring emissionspunktet. I mangel på sådan specifik information for de individuelle emissioner som

ligger bag de nationale opgørelser over emissioner, er anvendt de gennemsnitlige befolkningstætheder i de respektive lande (varierende fra 20 personer/km<sup>2</sup> i Norge til 456 personer/km<sup>2</sup> i Holland). Specielt for stoffer med kort levetid som HCl-lignende stoffer, kan dette være en betragtelig fejlkilde.

Den totale påvirkning for Europa såvel som for de 11 individuelle lande er beregnet i tabellen nedenfor, og personækvivalenten er beregnet ud fra størrelsen af befolkningen i de 11 lande.



	VÆSENT- LIGSTE KILDE	BENZEN ELLER HCL	KAR. FACTOR (EDIP97) EF(HTA)	ØSTRIG	DANMARK		
				EMISSION	PÅVIRKNINGS-	EMISSION	PÅVIRKNINGS-
				1994	POTENTIALE	1994	POTENTIALE
				TON/ÅR	SD-EP(HTA)	TON/ÅR	SD-EP(HTA)
<b>TOTAL</b>							
<b>PÅVIRKNING</b>							
<b>(/ÅR)</b>							
					4.48E+14		3.96E+14
<b>BEFOLKNING</b>							
<b>(PERSONER)</b>							
					8.00E+06		5.13E+06
<b>NORMALISERINGS</b>							
<b>REFERENCE</b>							
<b>(/ÅR/PERSON)</b>							
					5.60E+07		7.71E+07
<b>STOF</b>							
SO <sub>2</sub>	INDUSTRI	BENZEN	1.30E+03	5.49E+04	4.01E+12	1.58E+05	1.10E+13
NO <sub>x</sub>	TRANSPORT	HCL	8.60E+03	1.71E+05	1.13E+13	2.76E+05	1.08E+13
N <sub>2</sub> O	INDUSTRI	BENZEN	2.00E+03	1.27E+04	1.43E+12	1.22E+04	1.31E+12
CO	INDUSTRI	BENZEN	8.30E+02	1.18E+06	5.51E+13	7.15E+05	3.18E+13
NMVOG	INDUSTRI	HCL	1.00E+04	2.90E+05	1.99E+13	1.54E+05	5.95E+12
Cd	INDUSTRI	BENZEN	1.10E+08	2.72E+00	1.68E+13	1.19E+00	7.01E+12
As	INDUSTRI	BENZEN	9.50E+06	3.26E+00	1.74E+12	7.42E-01	3.77E+11
Cr(VI)	INDUSTRI	BENZEN	1.00E+06	6.62E+00	3.72E+11	3.49E+00	1.87E+11
Hg	INDUSTRI	BENZEN	6.70E+06	2.18E+00	8.21E+11	7.58E+00	2.72E+12
Ni	INDUSTRI	BENZEN	6.70E+04	3.55E+01	1.34E+11	2.21E+01	7.93E+10
Pb	INDUSTRI	BENZEN	1.00E+08	2.43E+01	1.37E+14	3.95E+01	2.11E+14
Se	INDUSTRI	BENZEN	1.50E+06	4.71E+00	3.97E+11	1.32E-01	1.06E+10
Cu	INDUSTRI	BENZEN	5.70E+02	9.24E+00	2.96E+08	1.06E+01	3.24E+08
Zn	INDUSTRI	BENZEN	8.10E+04	2.08E+02	9.47E+11	1.18E+02	5.12E+11
FORMALDEHYD	INDUSTRI	HCL	1.30E+07		0.00E+00		0.00E+00
BENZEN	INDUSTRI	BENZEN	1.00E+07		0.00E+00	7.33E+01	3.92E+13
PHENOL	INDUSTRI	HCL	1.40E+06		0.00E+00		0.00E+00
STYREN	INDUSTRI	HCL	1.00E+03		0.00E+00		0.00E+00
TOLUEN	INDUSTRI	HCL	2.50E+03		0.00E+00	1.84E+02	1.78E+09
XYLENER	INDUSTRI	HCL	6.70E+03		0.00E+00	7.33E+01	1.90E+09
PAH	INDUSTRI	BENZEN	5.00E+07	4.58E+02	1.29E+15	3.70E+01	9.91E+13
FLUORANTHEN	INDUSTRI	BENZEN	N.A.			2.30E+01	
BENZO(B)FLU- ORANTHEN	INDUSTRI	BENZEN	N.A.			3.62E+00	
BENZO(K) FLUORANTHEN	INDUSTRI	BENZEN	N.A.			1.36E+00	
BENZO(A) PYREN	INDUSTRI	BENZEN	N.A.			2.67E+00	
BENZO(G,H,I) ERYLEN	INDUSTRI	BENZEN	N.A.			4.29E+00	
INDINO(1,2,3- C,D)PYREN	INDUSTRI	BENZEN	N.A.			2.29E+00	

				ØSTRIG	DANMARK	
VÆSENT- LIGSTE KILDE	BENZEN ELLER HCL	KAR. FACTOR (EDIP97) EF(HTA)	EMISSION 1994 TON/ÅR	PÅVIRKNINGS- POTENTIALE SD-EP(HTA)	EMISSION 1994 TON/ÅR	PÅVIRKNINGS- POTENTIALE SD-EP(HTA)
<b>TOTAL PÅVIRKNING (/ÅR)</b>				4.48E+14	3,96E+14	
<b>BEFOLKNING (PERSONER)</b>				8.00E+06	5,13E+06	
<b>NORMALISERINGS REFERENCE (/ÅR/PERSON)</b>				5.60E+07	7,71E+07	
<b>STOF</b>						
PAH-EQ. (BENZO(A) PYREN)	INDUSTRI	BENZEN	5.00E+07	5.43E+01	4.38E+00	
						1.53E+14 1,17E+13
DIOXIN	INDUSTRI	BENZEN	2.90E+10	2.90E-05	4.73E+10	1.40E-05 2,17E+10
PCP	INDUSTRI	BENZEN	8.30E+03		0.00E+00	0,00E+00
HEXACHLOR- BENZEN (HCB)	INDUSTRI	BENZEN	8.30E+03		0.00E+00	6.26E+03 2,78E+12
TETRACHLORO METHAN (TCM)	INDUSTRI	BENZEN	2.90E+04		0.00E+00	3.00E-01 4,66E+08
TRICHLORO- ETHYLEN (TRI)	INDUSTRI	BENZEN	1.90E+04		0.00E+00	4.78E+02 4,86E+11
TETRACHLORO- ETHYLEN (PER)	INDUSTRI	BENZEN	2.90E+04		0.00E+00	3.54E+02 5,50E+11
TRICHLORO- BENZEN (TCB)	INDUSTRI	BENZEN	8.30E+03		0.00E+00	4.06E+02 1,80E+11
TRICHLORO- ETHAN (TCE)	INDUSTRI	BENZEN	9.20E+02		0.00E+00	1.00E+01 4,93E+08
HEXACHLORO- HEXAN (HCH)	INDUSTRI	BENZEN	8.30E+03		0.00E+00	9.20E+00 4,09E+09
CHLOR- BENZENER	INDUSTRI	BENZEN	8.30E+03		0.00E+00	1.41E+03 6,27E+11
VINYLCHELORID	INDUSTRI	BENZEN	3.90E+05		0.00E+00	0,00E+00
PARTICULÆRT STOF (PM10)	TRANSPORT	BENZEN	2.00E+04	3.70E+04	4.57E+13	5.10E+04 5,68E+13
<b>TOTAL</b>				4.48E+14	3,96E+14	
<b>EKSPONERINGSFAKTOR REGIONAL, SD-HEFREG(H) (PERSON·µG/M³/G)</b>						
- BENZEN				50000	50000	
- HCL				3500	1500	
<b>EKSPONERINGSFAKTOR LOKAL, SD- HEFLOC(H) (PERSON·µG/M³/G)</b>						
- BENZEN				0.93	0.42	
- HCL				0.5	0.28	
<b>BEFOLKNINGSTÆTHED (PERS/KM²)</b>				96	121	

	TYSKLAND		GRÆKENLAND		ITALIEN		LUXEMBURG	
	EMISSION	PÅVIRKNINGS- POTENTIALE	EMISSION	PÅVIRKNINGS- POTENTIALE	EMISSION	PÅVIRKNINGS- POTENTIALE	EMISSION	PÅVIRKNINGS- POTENTIALE
	1994	SD-EP(HTA)	1994	SD-EP(HTA)	1994	SD-EP(HTA)	1994	SD-EP(HTA)
	TON/ÅR		TON/ÅR		TON/ÅR		TON/ÅR	
<b>TOTAL</b>								
<b>PÅVIRKNING (/ÅR)</b>		6.34E+15		1.93E+14		1.55E+16		3.59E+14
<b>BEFOLKNING (PERSONER)</b>		8.11E+07		1.04E+07		5.70E+07		4.00E+05
<b>NORMALISERINGS REFERENCE (/ÅR/PERSON)</b>		7.82E+07		1.86E+07		2.72E+08		8.98E+08
<b>STOF</b>								
SO <sub>2</sub>	3.00E+06	2.21E+14	5.56E+05	4.01E+13	1.44E+06	1.18E+14	1.28E+04	1.24E+12
NO <sub>x</sub>	2.27E+06	1.79E+14	3.57E+05	1.54E+13	2.16E+06	1.90E+14	2.26E+04	1.42E+12
N <sub>2</sub> O	2.18E+05	2.47E+13	1.47E+04	1.63E+12	1.31E+05	1.66E+13	6.89E+02	1.03E+11
CO	6.80E+06	3.20E+14	1.29E+06	5.94E+13	9.23E+06	4.84E+14	1.45E+05	8.98E+12
NMVOG	2.15E+06	1.71E+14	3.62E+05	1.58E+13	2.24E+06	1.88E+14	1.77E+04	1.17E+12
CD	1.07E+01	6.67E+13	2.13E+00	1.30E+13	2.99E+01	2.08E+14	5.31E-01	4.36E+12
AS	3.25E+01	1.75E+13	4.32E+00	2.28E+12	3.81E+01	2.29E+13	3.50E+00	2.48E+12
CR(VI)	1.15E+02	6.52E+12	9.22E+00	5.12E+11	1.63E+02	1.03E+13	2.97E+00	2.22E+11
HG	3.11E+01	1.18E+13	1.24E+01	4.61E+12	1.32E+01	5.59E+12	2.45E-01	1.22E+11
NI	1.57E+02	5.96E+11	8.80E+01	3.27E+11	5.40E+02	2.29E+12	2.81E+00	1.40E+10
PB	6.25E+02	3.54E+15	7.19E+00	3.99E+13	2.18E+03	1.38E+16	4.39E+01	3.28E+14
SE	2.52E+01	2.14E+12	8.49E-01	7.07E+10	8.45E+01	8.02E+12	7.22E+00	8.08E+11
CU	7.91E+01	2.56E+09	1.63E+01	5.16E+08	1.15E+02	4.15E+09	3.49E+00	1.48E+08
ZN	4.51E+02	2.07E+12	2.08E+01	9.35E+10	1.66E+03	8.50E+12	1.51E+02	9.13E+11
FORMALDEHYD		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00
BENZEN		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00
PHENOL		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00
STYREN		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00
TOLUEN		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00
XYLENER		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00
PAH	4.20E+02	1.19E+15		0.00E+00		0.00E+00	1.10E+00	4.10E+12
FLUORANTHEN								
BENZO(B)FLUO- RANTHEN								
BENZO(K)FLUO- RANTHEN								
BENZO(A)PYREN								
BENZO(G,H,I) PERYLEN								
INDINO(1,2,3- C,D)PYREN								
PAH-EQ. (BENZO(A)PYREN)	4.98E+01	1.41E+14		0.00E+00		0.00E+00	1.30E-01	4.85E+11
DIOXIN	3.07E-04	5.05E+11		0.00E+00		0.00E+00	2.20E-05	4.76E+10
PCP		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00
HEXACHLOR- BENZEN (HCB)	9.00E-02	4.24E+07		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00
TETRACHLORO- METHAN (TCM)		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00
TRICHLORO- ETHYLEN (TRI)	1.10E+04	1.19E+13		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00
TETRACHLORO- ETHYLEN (PER)	1.17E+04	1.92E+13		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00
TRICHLORO- BENZEN (TCB)		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00

	TYSKLAND		GRÆKENLAND		ITALIEN		LUXEMBURG	
	EMISSION	PÅVIRKNINGS- POTENTIALE	EMISSION	PÅVIRKNINGS- POTENTIALE	EMISSION	PÅVIRKNINGS- POTENTIALE	EMISSION	PÅVIRKNINGS- POTENTIALE
	1994	SD-EP(HTA)	1994	SD-EP(HTA)	1994	SD-EP(HTA)	1994	SD-EP(HTA)
	TON/ÅR		TON/ÅR		TON/ÅR		TON/ÅR	
<b>TOTAL</b>								
<b>PÅVIRKNING (/ÅR)</b>		6.34E+15		1.93E+14		1.55E+16		3.59E+14
<b>BEFOLKNING (PERSONER)</b>		8.11E+07		1.04E+07		5.70E+07		4.00E+05
<b>NORMALISERINGS REFERENCE (/ÅR/PERSON)</b>		7.82E+07		1.86E+07		2.72E+08		8.98E+08
<b>STOF</b>								
TRICHLOROETHAN 3.03E+04 (TCE)		1.58E+12		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00
HEXACHLORO- HEXAN (HCH)		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00
CHLORBENZENER		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00
VINYLCHLORID		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00
PARTIKULÆRT STOF 1.32E+06 (PM10)		1.60E+15		5.50E+01		3.00E+05		5.90E+03
				6.66E+10		4.52E+14		9.13E+12
<b>TOTAL</b>		6.34E+15		1.93E+14		1.55E+16		3.59E+14
<b>EKSPONERINGS FAKTOR REGIONAL, SD-HEFREG(H) (PERSON·µG/M<sup>3</sup>/G)</b>								
- BENZEN	50000		50000		50000		70000	
- HCL	3500		1500		1500		3500	
<b>EKSPONERINGS FAKTOR LOKAL, SD-HEFLOC(H) (PERSON·µG/M<sup>3</sup>/G)</b>								
- BENZEN	0.42		1		1		0.42	
- HCL	0.28		0.52		0.52		0.28	
<b>BEFOLKNINGS- TÆTHED (PERS/KM<sup>2</sup>)</b>	229		79		190		158	

	HOLLAND		NORGE		SVERIGE		SCHWEIZ	
	EMISSION	PÅVIRKNINGS POTENTIALE	EMISSION	PÅVIRKNINGS POTENTIALE	EMISSION	PÅVIRKNINGS POTENTIALE	EMISSION	PÅVIRKNINGS POTENTIALE
	1994	SD-EP(HTA)	1994	SD-EP(HTA)	1994	SD-EP(HTA)	1994	SD-EP(HTA)
	TON/ÅR		TON/ÅR		TON/ÅR		TON/ÅR	
<b>TOTAL PÅVIRKNING (/ÅR)</b>		6.58E+15		6.52E+13		4.84E+13		2.45E+15
<b>BEFOLKNING (PERSONER)</b>		1.53E+07		4.20E+06		8.75E+06		6.70E+06
<b>NORMALISERINGS REFERENCE (/ÅR/PER- SON)</b>		4.30E+08		1.55E+07		5.53E+06		3.65E+08
<b>STOF</b>								
SO <sub>2</sub>	1.46E+05	1.14E+13	3.41E+04	5.14E+11	7.42E+04	1.12E+12	3.07E+04	3.25E+12
NO <sub>x</sub>	5.30E+05	6.11E+13	2.18E+05	1.41E+12	4.44E+05	3.07E+12	1.40E+05	1.38E+13
N <sub>2</sub> O	4.59E+04	5.49E+12	1.42E+04	3.29E+11	2.36E+04	5.50E+11	1.75E+04	2.85E+12
CO	9.08E+05	4.51E+13	8.63E+05	8.30E+12	1.32E+06	1.28E+13	5.49E+05	3.71E+13
NMVOG	3.78E+05	3.33E+13	3.65E+05	2.34E+12	3.81E+05	2.59E+12	2.18E+05	2.10E+13
CD	1.80E+00	1.19E+13	5.96E-01	7.60E+11	2.29E-01	2.93E+11	2.72E+00	2.44E+13
As	1.54E+00	8.76E+11	9.40E-02	1.03E+10	6.46E-01	7.15E+10		0.00E+00
Cr(VI)	1.08E+01	6.46E+11	1.20E+01	1.39E+11	7.42E+00	8.64E+10		0.00E+00
Hg	1.04E+01	4.17E+12	8.24E-01	6.40E+10	5.65E-01	4.41E+10	3.98E+00	2.17E+12
Ni	9.47E+01	3.80E+11	4.03E+01	3.13E+10	9.33E+00	7.28E+09		0.00E+00
Pb	1.60E+02	9.58E+14	2.92E+01	3.38E+13	1.56E+01	1.82E+13	2.87E+02	2.34E+15
Se	2.88E-01	2.59E+10	0.00E+00	0.00E+00	1.60E-01	2.79E+09		0.00E+00
Cu	6.04E+01	2.06E+09	9.45E+00	6.24E+07	6.98E+00	4.63E+07		0.00E+00
Zn	2.79E+02	1.35E+12	1.08E+02	1.01E+11	3.00E+01	2.83E+10	6.74E+02	4.44E+12
FORMALDEHYD	4.01E+03	4.59E+14		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00
BENZEN	8.16E+03	4.88E+15		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00
PHENOL	1.54E+02	1.90E+12		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00
STYREN	1.56E+03	1.37E+10		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00
TOLUEN	2.45E+04	5.40E+11		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00
XYLENER	1.16E+04	6.85E+11		0.00E+00		0.00E+00		0.00E+00
PAH		0.00E+00	1.81E+02	1.05E+14		0.00E+00		0.00E+00
FLUORANTHEN	1.10E+02							
BENZO(B) FLUORANTHEN	8.77E+00							
BENZO(K) FLUORANTHEN	4.14E+00							
BENZO(A)PYREN	6.25E+00							
BENZO(G,H,I) PERYLEN	3.54E+00							
INDINO(1,2,3- C,D)PYREN	3.23E+00							
PAH-EQ. (BENZO(A)PYREN)	1.28E+01	3.83E+13	2.14E+01	1.24E+13		0.00E+00		0.00E+00
DIOXIN	1.44E-04	2.50E+11	4.50E-05	1.51E+10	3.60E-05	1.22E+10	1.92E-04	4.53E+11
PCP		0.00E+00	1.00E-01	9.62E+06		0.00E+00		0.00E+00
HEXACHLORBENZEN (HCB)		0.00E+00	1.00E-01	9.62E+06		0.00E+00		0.00E+00
TETRACHLORO- METHAN (TCM)	1.51E+02	2.62E+11	9.00E-01	3.02E+08		0.00E+00		0.00E+00



	HOLLAND		NORGE		SVERIGE		SCHWEIZ	
	EMISSION	PÅVIRKNINGS POTENTIALE	EMISSION	PÅVIRKNINGS POTENTIALE	EMISSION	PÅVIRKNINGS POTENTIALE	EMISSION	PÅVIRKNINGS POTENTIALE
	1994	SD-EP(HTA)	1994	SD-EP(HTA)	1994	SD-EP(HTA)	1994	SD-EP(HTA)
	TON/ÅR		TON/ÅR		TON/ÅR		TON/ÅR	
<b>TOTAL PÅVIRKNING (/ÅR)</b>	6.58E+15		6.52E+13		4.84E+13		2.45E+15	
<b>BEFOLKNING (PERSONER)</b>	1.53E+07		4.20E+06		8.75E+06		6.70E+06	
<b>NORMALISERINGS REFERENCE (/ÅR/PER- SON)</b>	4.30E+08		1.55E+07		5.53E+06		3.65E+08	
<b>STOF</b>								
TRICHLOROETHYLEN (TRI)	1.04E+03	1.18E+12	4.69E+02	1.03E+11	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
TETRACHLORO- ETHYLEN (PER)	2.03E+03	3.52E+12	3.76E+02	1.26E+11	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
TRICHLOROBENZEN (TCB)		0.00E+00	4.00E-02	3.85E+06	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
TRICHLOROETHAN (TCE)	1.85E+03	1.02E+11	1.06E+02	1.13E+09	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
HEXACHLOROHEXAN (HCH)		0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
CHLORBENZENER	9.25E+01	4.60E+10		0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
VINYLCHLORID	1.10E+02	2.57E+12		0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
PARTIKULÆRT STOF (PM10)	3.74E+04	5.33E+13	2.00E+04	4.77E+12	4.10E+04	9.55E+12		0.00E+00
<b>TOTAL</b>	6.58E+15		6.52E+13		4.84E+13		2.45E+15	
<b>ÆKSPONERINGS FAKTOR REGIONAL, SD-HEFREG(H) (PERSON-µG/M<sup>3</sup>/G)</b>								
- BENZEN	50000		11000		11000		70000	
- HCL	1500		250		250		3500	
<b>ÆKSPONERINGS FAKTOR LOKAL, SD-HEFLOC(H) (PERSON-µG/M<sup>3</sup>/G)</b>								
- BENZEN	0.31		0.42		0.42		0.93	
- HCL	0.23		0.28		0.28		0.5	
<b>BEFOLKNINGS- TÆTHED (PERS/KM<sup>2</sup>)</b>	456		20		22		176	

	STORBRITANNIEN	EUROPA
	EMISSION	PÅVIRKNINGSPOTENTIALE
	1994	SD-EP(HTA)
	TON/ÅR	
<b>TOTAL PÅVIRKNING (/ÅR)</b>		1.13E+16
<b>BEFOLKNING (PERSONER)</b>		4.37E+16
<b>NORMALISERINGSREFERE NCE (/ÅR/PERSON)</b>		2.55E+08
		<b>1.71E+08</b>
<b>STOF</b>		
SO <sub>2</sub>	2.70E+06	1.94E+14
NO <sub>x</sub>	2.39E+06	1.95E+14
N <sub>2</sub> O	9.95E+04	1.10E+13
CO	5.97E+06	2.73E+14
NMVOG	2.35E+06	1.73E+14
CD	2.35E+01	1.43E+14
As	1.12E+02	5.87E+13
Cr(VI)	6.33E+01	3.49E+12
Hg	1.95E+01	7.21E+12
Ni	4.67E+02	1.73E+12
Pb	1.75E+03	9.66E+15
Se	9.93E+01	8.22E+12
Cu	7.92E+01	2.49E+09
Zn	1.31E+03	5.86E+12
FORMALDEHYD		0.00E+00
BENZEN		0.00E+00
PHENOL		0.00E+00
STYREN		0.00E+00
TOLUEN		0.00E+00
XYLENER		0.00E+00
PAH	7.64E+02	2.11E+15
FLUORANTHEN		
BENZO(B)FLUORANTHEN		
BENZO(K)FLUORANTHEN		
BENZO(A)PYREN		
BENZO(G,H,I)PERYLEN		
INDINO(1,2,3-C,D)PYREN		

	STORBRITANNIEN	EUROPA
	EMISSION	PÅVIRKNINGSPOTENTIALE
	1994	SD-EP(HTA)
	TON/ÅR	
<b>TOTAL PÅVIRKNING (/ÅR)</b>	1.13E+16	4.37E+16
<b>BEFOLKNING (PERSONER)</b>	5.82E+07	2.55E+08
<b>NORMALISERINGSREFEREN- NCE (/ÅR/PERSON)</b>	1.95E+08	1.71E+08
<b>STOF</b>		
PAH-EQ. (BENZO(A)PYREN)	9.05E+01	2.50E+14
DIOXIN	7.93E-04	1.27E+12
PCP	5.55E+02	2.54E+11
HEXACHLORBENZEN (HCB)	1.20E+00	5.50E+08
TETRACHLOROMETHAN (TCM)	3.19E+03	5.11E+12
TRICHLOROETHYLEN (TRI)	2.03E+04	2.13E+13
TETRACHLOROETHYLEN (PER)	1.13E+04	1.81E+13
TRICHLOROBENZEN (TCB)	6.29E+02	2.88E+11
TRICHLOROETHAN (TCE)	2.47E+04	1.25E+12
HEXACHLOROHEXAN (HCH)	1.14E+02	5.22E+10
CHLORBENZENER		0.00E+00
VINYLCHLORID		0.00E+00
PARTIKULÆRT STOF (PM10)	2.70E+05	2.98E+14
TOTAL		1.13E+16
<b>EKSPONERINGS FAKTOR REGIONAL, SD-HEFREG(H) (PERSON·µG/M<sup>3</sup>/G)</b>		
- BENZEN	50000	
- HCL	3500	
<b>EKSPONERINGSFAKTOR LOKAL, SD-HEFLOC(H) (PERSON·µG/M<sup>3</sup>/G)</b>		
- BENZEN	0.31	
- HCL	0.23	
<b>BEFOLKNINGSTÆTHED (PERS/KM<sup>2</sup>)</b>	240	

## Anneks 8.9: Typiske situationer hvor baggrunds koncentrationer er nær eller over ikke-effekt-niveauet for udvalgte luftforureninger

Informationen kan benyttes til et første skridt i fortolkningen til at hjælpe med at bedømme om det er sandsynligt at ikke-effekt-niveauer overskrides af emissionerne fra en given proces.

STOF	ANBEFALET TÆRSKEL-NIVEAU(S)#	KILDER	TYPISKE EKSPONERINGSITUATIONER OG EKSPONERINGSNIVEAUER I FORHOLD TIL TÆRSKEL-NIVEAUET, FOKUS PÅ "NÆR ELLER OVER TÆRSKEL"&
NO <sub>x</sub>	200 µG/M <sup>3</sup> (0.11 PPM) EN TIME DAGLIGT MAKSIMUM	<b>UDENDØRS</b> HOVEDSAGELIG FORBRÆNDINGSPROCESSER: TRAFIK (50%),	<b>UDENDØRS, LUFT</b> >40µG /M <sup>3</sup> (ÅRLIGT GENNEMSNIT) I STORE AMERIKANSKE, EUROPÆISKE, OG ASIATISKE BYER
	40µG/M <sup>3</sup> (0.023 PPM) ÅRLIGT GENNEMSNIT	INDUSTRI (20%), ANDRE MOBILE KILDER (10-15%)	>50 µG/M <sup>3</sup> (ÅRLIGT GENNEMSNIT) FOR 40% AF DEN EUROPÆISKE BYBEFOLKNING >400 MG/M <sup>3</sup> (1-H) I NOGLE MEGET STORE BYER (F.EKS. CAIRO, DELHI, LONDON, LOS ANGELES, SAO PAULO) REGIONAL KONC. KAN NÅ OP PÅ 60-70µG/M <sup>3</sup> (24-H) I DET MESTE AF CENTRALEUROPA
	150 µG/M <sup>3</sup> 24 TIMER GENNEMSNIT	<b>INDENDØRS</b> GAS OVNE, UVENTILEREDE GAS RUM VARMERE, VANDVARMERE OSV. UDENDØRS KILDER	<b>INDENDØRS, LUFT</b> >100 µG/M <sup>3</sup> (GENNEMSNIT OVER 1-2 UGER) I 50% AF HJEM OG >480 µG/M <sup>3</sup> I 8% AF HJEM MED PETROLEUMSVARMERE >100 µG/ <sup>3</sup> (GENNEMSNIT OVER 1-2 UGER) I 70% AF HJEM OG >480 µG/M <sup>3</sup> I 20% AF HJEM MED UVENTILEREDE GAS RUM VARMERE > 100 µG/M <sup>3</sup> (GENNEMSNIT OVER 1-2 UGER) I NOGLE HJEM MED GAS KØLERE OG GAS OVNE 849 µG/M <sup>3</sup> (SPIDSVÆRDIER 1-H) I HJEM MED PETROLEUMSVARMERE INDENDØRS EKSPONERING SPECIELT HØJ OM VINTEREN (HØJ VARME PRODUKTION OG LAV VENTILATION)
SO <sub>2</sub>	500 MG/M <sup>3</sup> 10 MIN. GENNEMSNIT	<b>UDENDØRS</b> STØRRE KILDER: AFBRÆNDING AF	<b>UDENDØRS, LUFT</b> > 6000 µG/M <sup>3</sup> (KORT TIDS) I NOGLE HØJT-INDUSTRIALISEREDE OMRÅDER
	350 µG/M <sup>3</sup> EN TIME GENNEMSNIT	BRÆNDSSEL (SPECIELT ENERGIPRODUKTION OG NOGLE MEGET STORE BYER FREMSTILLINGS-INDUS-	> 700 MG/µ <sup>3</sup> (SPIDS-KONCENTRATIONER) I
	125 µG/M <sup>3</sup> 24 TIMER GENNEMSNIT	TRI) ANDRE KILDER: INDUSTRIELLE PROCES- SER OG VEJ TRAFIK	> 100 µG/M <sup>3</sup> (24-H) FOR 70% AF EUROPÆISK BYBEFOLKNING 100-150 µG/M <sup>3</sup> (24-H) Gennem SMOG PERIODER I NOGLE DELE AF CENTRAL/ØST EUROPA. INGEN INDIKATIONER AF OM DET
	50 µG/M <sup>3</sup> ÅRLIGT GENNEMSNIT		ÅRLIGE GENNEMSNIT OVERSKRIDES. > 150 µG/M <sup>3</sup> (ÅRLIGT GENNEMSNIT) I NOGLE MEGET STORE BYER (F.EKS. BEIJING, MEXICO CITY OG SEOUL) 50-100 µG/M <sup>3</sup> (ÅRLIGT GENNEMSNIT) I NOGLE ANDRE MEGET STORE BYER (F.EKS. RIO DE JANEIRO OG SHANGHAI)

## Anneks 8.9: Typiske situationer hvor baggrunds koncentrationer er nær eller over ikke-effekt-niveauet for udvalgte luftforureninger

STOF	ANBEFALET TÆRSKEL-NIVEAU(s) <sup>#</sup>	KILDER	TYPISKE EKSPONERINGSITUATIONER OG EKSPONERINGSNIVEAUER I FORHOLD TIL TÆRSKEL-NIVEAUET, FOKUS PÅ "NÆR ELLER OVER TÆRSKEL" <sup>&amp;</sup>
PARTIKLER, PM10	INGEN HUMAN TÆRSKEL MEKANISME (INGEN WHO ELLER EU VEJLEDNING) ANBEFALET UK GRÆNSEVÆRDI: 50 µG/M <sup>3</sup> 24 TIMER GENNEMSNI	<b>UDENDØRS</b> FORBRÆNDINGSPROCESSE (SPECIELT DIESEL MOTORER) NATURLIGE KILDER	<b>UDENDØRS, LUFT</b> 50 µG/M <sup>3</sup> (24-H) KRAFTIGT OVERSKREDT I MANGE EUROPÆISKE BYER REGIONAL KONCENTRATIONER OP TIL 25 µG/M <sup>3</sup> (ÅRLIGT GENNEMSNI) I SÆRLIGE DELE AF CENTRAL/NORDØSTEUROPA 200-600 µG/M <sup>3</sup> (ÅRLIGT GENNEMSNI) I 12 MEGET STORE BYER (HOVEDSAGELIG ASIEN, MEN OGSÅ MEXICO CITY OG CAIRO)
CO	100 µG/M <sup>3</sup> 15 MIN. GENNEMSNI  60 µG/M <sup>3</sup> 30 MIN. GENNEMSNI  30 µG/M <sup>3</sup> EN TIME GENNEMSNI  10 µG/M <sup>3</sup>	VÆSENTLIGSTE KILDE: VEJTRAFIK	<b>UDENDØRS, LUFT</b> OP TIL 67 µG/M <sup>3</sup> (1-H) I MEXICO CITY  30-60 µG/M <sup>3</sup> (1-H), 10-20 µG/M <sup>3</sup> (8-H) I NOGLE KÆMPE STORE BYER (CAIRO, JAKARTA, LONDON, LOS ANGELES, MOSCOW, NEW YORK, SAO PAULO) OFTE > 10 µG/M <sup>3</sup> (8-H) I 10-15 AF DE VÆRSTE EUROPÆISKE BYER. INGEN INDIKATION AF OM EN-TIME-GENNEMSNI
NMVOCS	STOF SPECIFIK.  DE FORSKELLIGE VOC'ER HAR FORSKELLIGE TÆRSKEL NIVEAUER. DERFOR ER DET PROBLEMATISK AT STOFFERNE NORMALT MÅLES OG RESULTATERNE, SOM RAPPORTERES, ER GRUPPEPARAMETEREN 'VOC'. STEDKARAKTERISERING SKAL UDFØRES BASERET PÅ DE INDIVIDUELLE STOFFER.	<b>UDENDØRS</b> VEJTRAFIK (30%) OPLØSNINGSMIDLER OG HÅNDTERING AF ANDRE PRODUKTER (30%) LANDBRUG, SKOVBRUG, ETC. (20%) ANDRE IKKE-FORBRÆNDINGS-PROCESSER (10%)  <b>INDENDØRS</b> KONTORMASKINER RENGØRINGSMIDLER TOBAKS RØG MIKROBIEL VÆKST BIOLOGISK SPILDEVAND (FRA MENNESKER) KOSMETIK BYGGE MATERIALER FRIGIVELSER FRA VANDHANEVAND VED BRUSEBAD, TOILETSKYL, OSV.	<b>UDENDØRS, LUFT</b> POTENTIET PROBLEM TÆT PÅ PUNKTKILDEN (F.EKS. OPLØSNINGSMIDDEL I INDUSTRI) TRAFIK (HOVEDSAGELIGT BENZEN, SE NEDENFOR)  <b>INDENDØRS, LUFT</b> POTENTIET PROBLEM, SE 'KILDE' KOLONNEN  <b>INDIREKTE EKSPONERING VIA MILJØET (DRIKKEVAND OG FØDEVARER)</b> KRÆVER VURDERING I HVERT ENKELT TILFÆLDE. SPECIELT ET PROBLEM FOR BIOAKKUMULERENDE OG SVÆRT-NEDBRYDELIGE STOFFER

Anneks 8.9: Typiske situationer hvor baggrunds koncentrationer er nær eller over ikke-effekt-niveauet for udvalgte luftforureninger

STOF	ANBEFALET TÆRSKEL-NIVEAU(S) <sup>#</sup>	KILDER	TYPISKE EKSPONERINGSITUATIONER OG EKSPONERINGSNIVEAUER I FORHOLD TIL TÆRSKEL-NIVEAUET, FOKUS PÅ "NÆR ELLER OVER TÆRSKEL" <sup>&amp;</sup>
BENZEN	6 µG/M <sup>3</sup> (LIVSTID)  DRIKKEVAND: 10 MG/L	<b>UDENDØRS</b> IKKE FORBRÆNDT BENZEN I BENZIN PUNKTKILDER (F.EKS. BENZINSTATIONER OG ANDRE FACILITETER, DER HÅNDTERER BRÆNDSTOF) NEDGRAVEDE BENZINTANKE (I RELATION TIL DRIKKEVANDS KONTAMINERING)	<b>UDENDØRS, LUFT</b> OP TIL 100 µG/M <sup>3</sup> I BYOMRÅDER MED HØJ TRAFIK INTENSITET 5-30 µG/M <sup>3</sup> GENEREL BYBEFOLKNING KAN VÆRE > 6 µG/M <sup>3</sup> I NOGLE INDUSTRIALISEREDE OMRÅDER 3.2 - 10 µG/M <sup>3</sup> (= 3200 - 10.000 µG/M <sup>3</sup> ) VED BENZINPÅFYLDNING (KORTTIDS!)
		<b>INDENDØRS</b> CIGARETRØG BYGGEMATERIALER FRIGIVELSER FRA VANDHANEVAND VED BRUSEBAD, TOILETSKYL, BADNING OSV.	<b>INDIREKTE EKSPONERING VIA MILJØET (DRIKKEVAND OG FØDEVARER)</b> OP TIL 330 µG/L ER BLEVET MÅLT I DRIKKEVAND LOKALT NIVEAUER NORMALT UNDER 10 MG/L  <b>INDENDØRS, LUFT</b> CIGARETRYGERE HAR ET STORT OPTAG 758-1670 µG/M <sup>3</sup> (KORTTIDS) ER BLEVET MÅLT I BRUSEKABINEN VED BRUSEBADNING 366-498 µG/M <sup>3</sup> (KORTTIDS) ER BLEVET MÅLT I BADEVÆRELSET VED BRUSEBADNING
CHLOROFORM	TDI: 8-10 µG/KG BW/DAG  (23 µG/M <sup>3</sup> OVER LIVSTID) <sup>≠</sup> SE FODNOTE!!	<b>UDENDØRS</b> FREMSTILLING OG YDERLIGERE FORARBEJDNING AF STOFFET REAKTIONER MELLEM ORGANISK STOF OG CHLOR (PAPIR BLEGNING, CHLORERING AF VEAU) FOR DRIKKEVAND, CHLORERING AF KØLEVAND, CHLORERING AF SPILDEVAND) DEKOMPONERING AF ANDRE CHLOREREDE FORBINDELSER  <b>INDENDØRS</b> FRIGIVELSER FRA VANDHANEVAND VED BRUSEBAD, TOILETSKYL, OSV.	<b>UDENDØRS, LUFT</b> 0.1 - 0.25 µG/M <sup>3</sup> I FJERNTLIGGENDE RENE OMRÅDER I US 0.3 - 9.9 µG/M <sup>3</sup> I BYOMRÅDER I US 4.1 - 160 µG/M <sup>3</sup> FRA TID TIL ANDEN TÆT PÅ US PUNKTKILDER < 1 µG/M <sup>3</sup> (GENERELT EKSPONERINGSNIVEAU) FOR HOLLANDSKE OG TYSKE FORHOLD  <b>INDIREKTE EKSPONERING VIA MILJØET (DRIKKEVAND OG FØDEVARER)</b> DRIKKEVAND: FRA TID TIL ANDEN OP TIL 60 µG/L (SVARENDE TIL CA. 2 MG/KG BODY WEIGHT/DAG UNDER FORUDSÆTNING AF 2 L VANDFORBRUG PR. DAG OG 64 KG BODY WEIGHT) I US OP TIL 14 µG/L I TYSKLAND OP TIL 18-36 µG/L I JAPAN  <b>INDENDØRS, LUFT</b> 1-10 µG/M <sup>3</sup> (GENEREL INDENDØRS NIVEAU) 100 µG/M <sup>3</sup> ER ALMINDELIGT I SVØMMEBASSINER.

## Anneks 8.9: Typiske situationer hvor baggrunds koncentrationer er nær eller over ikke-effekt-niveauet for udvalgte luftforureninger

STOF	ANBEFALET TÆRSKEL-NIVEAU(S) <sup>#</sup>	KILDER	TYPISKE EKSPONERINGSITUATIONER OG EKSPONERINGSNIVEAUER I FORHOLD TIL TÆRSKEL-NIVEAUET, FOKUS PÅ "NÆR ELLER OVER TÆRSKEL" <sup>&amp;</sup>
HCB	TDI: 0.11 µG/KG BW/DAG  (0.47 µG/M <sup>3</sup> OVER LIVSTID) <sup>‡</sup> SE FODNOTE!!	<b>UDENDØRS</b> CHLOREREDE PESTICIDER UFULDSTÆNDIG FORBRÆNDING GAMLE LOSSEPLADSER AFFALDSSTYRING FOR CHLOREREDE OPLØSNINGSMIDLER OG PESTICIDER	<b>UDENDØRS, LUFT</b> FÅ NG/M <sup>3</sup> (ELLER MINDRE) LANGT FRA PUNKT KILDER HØJERE TÆT PÅ PUNKTKILDER  <b>INDIREKTE EKSPONERING Gennem MILJØET (DRIKKEVAND OG FØDEVARER)</b> 0.0004-0.003 µG/KG BW./DAG; SKØNNET NORMALT US INDTAG (<<TDI) KRITISKE EKSPONERINGSNIVEAUER KAN NÅS I BEFOLKNINGSGRUPPER SOM SPISER MEGET VILDT KØD. HCB AKKUMULERER I MODERMÆLK, HVOR BABY EKSPONERINGER PÅ 0.0018-5.1 µG/KG BW/DAG ER BLEVET RAPPORTERET.
DIOXINER	TDI: 10 PG/KG BW <sup>*</sup> /DAG	<b>UDENDØRS</b> FORBRÆNDINGSPROCESER (AFFALD, FOSSILE OG TRÆ) PRODUKTION, BRUG OG BORTSKAFFELSE AF SÆRLIGE KEMIKALIER (F.EKS. CHLOREREDE PESTICIDER OG BENZEN) PAPIR OG PAP BLEGNING RECYCLING AF METALLER	<b>UDENDØRS, LUFT</b> KRITISKE EKSPONERINGSNIVEAUER KAN NÅS TÆT PÅ FORBRÆNDINGSANLÆG MODERNE FORBRÆNDINGSANLÆG MED FORNUFTIG LUFTFORURENINGSFOREBYGGELSE SKULLE IKKE UDGØRE NOGEN ALVORLIG RISIKO.  <b>INDIREKTE EKSPONERING Gennem MILJØET (DRIKKEVAND OG FØDEVARER)</b> 0.3-3.0 PG/KG BW/DAG - GENEREL BEFOLKNING KRITISKE EKSPONERINGSNIVEAUER KAN FOREKOMME I MODERMÆLK OG BEFOLKNINGER SOM SPISER MANGE VILDTLEVENDE FISK

Anneks 8.9: Typiske situationer hvor baggrunds koncentrationer er nær eller over ikke-effekt-niveauet for udvalgte luftforureninger

STOF	ANBEFALET TÆRSKEL-NIVEAU(S) <sup>#</sup>	KILDER	TYPISKE EKSPONERINGSITUATIONER OG EKSPONERINGSNIVEAUER I FORHOLD TIL TÆRSKEL-NIVEAUET, FOKUS PÅ "NÆR ELLER OVER TÆRSKEL" <sup>&amp;</sup>
BLY, Pb	0.5 µG/M <sup>3</sup> ÅRLIGT GENNEMSNIT  DRIKKEVAND: 0.05 µG/L	<b>UDENDØRS</b> MINEDRIFT OG SMELTNING AF BLY BLY I BENZINTILSÆTNINGSSTOFFER HÅNDTERING AF BLYHOLDIGE PRODUKTER (BATTERIER, KABLER, PIGMENTER, LOD, STÅL PRODUKTER) OLIE OG KULFORBRÆNDING. NATURLIGE KILDER (VULKANSK AKTIVITET OG GEOLOGISKE VEJRFÆNOMENER)	<b>UDENDØRS, LUFT</b> TÆRSKELVÆRDIEN KAN BLIVE OVERSKREDET I OMRÅDER MED EN HØJ TRAFIKTÆTHED I LANDE HVOR BLY STADIGVÆK BRUGES SOM TILSÆTNINGSSTOF I BENZIN. HØJE EKSPONERINGSNIVEAUER KAN NÅS TÆT PÅ PUNKTKILDERNE (F.EKS. I NÆROMRÅDET HVOR DER SMELTES BLY)  <b>INDIREKTE EKSPONERING Gennem MILJØET (DRIKKEVAND OG FØDEVARER)</b> DRIKKEVANDSNIVEAUER NORMALT < 5 µG/L, MEN KAN OVERSTIGE 100 MG/L (0.1 µG/L) I VANDHANER MED BLYRØR DET GENNEMSNITLIGE INDTAG FOR VOKSNE US BORGERE ER 56.5 µG/DAG HOVEDSAGELIGT FRA FØDEVARER (MEJERIPRODUKTER, KØD, FISK, FJERKRÆ, KORN OG KORNPRODUKTER, GRØNSAGER, FRUGT OG LÆSKEDRIKKE). NIVEAUER I FØDEVARER ER BETINGET AF BAGGRUNDSKONCENTRATIONEN OG PRODUKTIONSSTEDET OG BLYINDTAGETS STØRRELSE KAN LOKALT VÆRE KRITISK SPECIELT HØJE INDTAG KAN FOREKOMME FOR "JORD-SPISENDE" BØRN, SOM LEGER PÅ FORURENET GRUND.



**Anneks 8.9: Typiske situationer hvor baggrunds koncentrationer er nær eller over ikke-effekt-niveauet for udvalgte luftforureninger**

STOF	ANBEFALET TÆRSKEL-NIVEAU(S) <sup>#</sup>	KILDER	TYPISKE EKSPONERINGSITUATIONER OG EKSPONERINGSNIVEAUER I FORHOLD TIL TÆRSKEL-NIVEAUET, FOKUS PÅ "NÆR ELLER OVER TÆRSKEL" <sup>&amp;</sup>
CADMIUM, CD	5 µG/M <sup>3</sup> (LIVSTID)  DRIKKEVAND: 0.005 µG/L  MIDLERTIDIG INDTAGELSE: 0.4-0.5 µG/WEEK	<b>UDENDØRS</b>  METAL MINEDRIFT OG PRODUKTION (ZINK, CADMIUM, KOBBER, BLY)  FOSFAT GØDNINGSPRODUKTION, CEMENT PRODUKTION TRÆFORBRÆNDING  NATURLIGE KILDER (VULKANSK AKTIVITET OG GEOLOGISK BETING-UGENTLIGE NIVEAU ET VEJRFÆNOMEN)  <b>ANDRE EKSPONERINGSVEJE</b> INDTAG VIA TOBAKSRYGNING	<b>UDENDØRS, LUFT</b>  FORHØJEDE NIVEAUER TÆT PÅ FORURENINGSKILDERNE KAN BIDRAGE BETYDELIGT TIL DET TOTALE INDTAG.  <b>INDIREKTE EKSPONERING GENNEM MILJØET (DRIKKEVAND OG FØDEVARER)</b> DET GENNEMSNITLIGE INDTAG FOR EN VOKSEN US BORGER ER 0.21-0.23 µG/UGE HOVEDSAGELIG FRA FØDEVARER (KORN OG KORNPØRDKTER, KARTOFLER OG ANDRE GRØNSAGER) NIVEAUER I FØDEVARER BETINGES AF BAGGRUNDSKONCENTRATION OG PRODUKTIONSSTED OG NIVEAUET FOR CADMIUM INDTAGET KAN LOKALT LIGGE OVER DET NORMALE UGENTLIGE NIVEAU  <b>ANDRE EKSPONERINGSVEJE</b> RYGERE KAN OPNÅ INDTAGSNIVEAUER VIA INHALATION, SAMMENLIGNELIGE MED DE MIDLERTIDIGE INDTAG

**Anneks 8.9: Typiske situationer hvor baggrunds koncentrationer er nær eller over ikke-effekt-niveauet for udvalgte luftforureninger**

STOF	ANBEFALET TÆRSKEL-NIVEAU(S) <sup>#</sup>	KILDER	TYPISKE EKSPONERINGSSITUATIONER OG EKSPONERINGSNIVEAUER I FORHOLD TIL TÆRSKEL-NIVEAUET, FOKUS PÅ "NÆR ELLER OVER TÆRSKEL" <sup>&amp;</sup>
KVIKSØLV, HG	1 µG/M <sup>3</sup>	<b>UDENDØRS</b>	<b>UDENDØRS, LUFT</b>
	ÅRLIGE GENNEMSNIET	MINEDRIFT INDUSTRIELLE PROCES- SER INKL. HG (F.EKS. CHLOR-ALKALI)	LUFTINDTAG NORMALT AF MINDRE BETYDNING
	DRIKKEVAND 0.001 µG/L (ORGANISK HG)	KUL OG ANDRE FOSSILE BRÆNDSLERS FORBRÆNDING CEMENT PRODUKTION	<b>INDIREKTE EKSPONERING VIA MILJØET (DRIKKEVAND OG FØDEVARER)</b> GENERELT INDTAGSNIVEAU 0.22-0.86 µG/KG/UGE
	MIDLERTIDIGT INDTAG 5 µG/KG BW <sup>*</sup> /UGE (TOTAL HG) 3 µG/KG BW <sup>*</sup> /UGE (CH <sub>3</sub> HG)	AFFALDSFORBRÆNDING	KRITISKE NIVEAUER KAN NÅS I BEFOLKNINGSGRUPPER MED ET HØJT FORBRUG AF HAVDYR (HOVEDSAGE- LIGT FISK) OG SPECIELT AMMENDE BØRN (PGA. HG AKKUMULATION I MÆLK)
		<b>ANDRE EKSPONERINGS- VEJE</b>	<b>ANDRE EKSPONERINGS- VEJE</b>
		TAND-AMALGAM	TAND-AMALGAM KAN BIDRAGE MED OMKRING 10 µG/DAG (SVARENDE TIL 1 µG/KG/UGE)

≠ Bør anvendes med forsigtighed. Er udledt af TDI under forudsætning af : 64 kg kropsvægt, indånding af 22 m<sup>3</sup> pr dag og den samme biotilgængelighed/optag via eksponering gennem mund og inhalation. Specielt kan der sættes spørgsmål ved den sidste antagelse.

\* 'bw': Forkortelse for 'body weight' (Kropsvægt).

# I relation til LCA, bør man ofre særlig opmærksomhed på stoffer, for hvilke der ikke gælder nogen tærskel-niveau mekanismer, f.eks. benzen og partikler. For disse stoffer vil enhver forøgelse i eksponeringen resultere i en forøget risiko. De anbefalede tærskel-niveauer er derfor af mindre betydning i relation til stedkarakterisering.

& For industrialiserede lande, vil regulering af punktkilder ofte medvirke til beskyttelse af omgivelserne mod eksponering over tærskel-niveauerne.

# 9. Økotoksicitet

Baggrundsinformation for dette kapitel kan findes i:

- Kapitel 6 i “Environmental assessment of products. Volume 2: Scientific background” af Hauschild og Wenzel (1998).
- Kapitel 8 i “Background for spatial differentiation in life-cycle impact assessment – the EDIP2003 methodology” af Potting og Hauschild (2005).

## 9.1 INTRODUKTION

Kemiske emissioner bidrager til økotoksicitet hvis de påvirker funktionen og strukturen af økosystemer gennem toksiske effekter på organismer som lever i dem. Økotoksicitet involverer mange forskellige toksicitetsmekanismer, og sammenlignet med de øvrige miljøpåvirkninger som indgår i livscyklusvurderinger, har økotoksicitet karakteren af at være en sammensat kategori, som omfatter alle stoffer, der har en direkte effekt på økosystemets ’velbefindende’. På denne baggrund bliver listen over stoffer, som klassificeres som økotoksiske meget mere omfattende end de tilsvarende lister for øvrige miljøpåvirkninger (med undtagelse af human toksicitet, som er af tilsvarende karakter), og den vil omfatte mange forskellige typer af stoffer med vidt forskellig kemisk karakter. For at et stof kan betragtes som økotoksisk, skal det være toksisk overfor nogle af de naturlige organismer, men toksicitet er et relativt begreb, og i følge den gamle Schweiziske læge Paracelsus, er alle stoffer giftige (toksiske), hvis den indtagne dosis er tilstrækkelig stor. Foruden stoffets toksicitet, er egenskaber som persistens (lav nedbrydelighed i miljøet), og evne til at bioakkumulere eller blive transporteret til følsomme dele af miljøet, derfor bestemmende for hvilke stoffer der kan kaldes økotoksiske. Sammen med den direkte toksicitet, er disse egenskaber af afgørende betydning for om dosen er tilstrækkeligt stor til, at der kan opstå toksisk effekt.

## 9.2 KLASSIFICERING

Til klassificering af stoffer der bidrager til økotoksicitet, er der udviklet et screeningsværktøj, som en del af UMIP97 baseret på stoffets karakteristika som beskrevet ovenfor. Det anbefales, at man anvender dette værktøj sammen med nogle af de eksisterende lister over væsentligste forurenende stoffer, som f.eks. ”Listen over Uønskede Stoffer” og ”Effektlisten” (Miljøstyrelsen, 2000a og b).

## 9.3 UMIP97 KARAKTERISERINGSFAKTORER

UMIP97 metoden (Wenzel et al., 1997, Hauschild et al., 1998) er en simplificeret version af det, som senere er blevet benævnt en modulær tilgang til økotoksicitetsvurdering. I stedet for at basere karakteriseringen på tilpasning af en af de eksisterende multimedie-modeller, som er udviklet og brugt til fælles risikovurdering af kemikalier, er tilgangen i UMIP97 metoden at identificere de egenskaber, som er vigtige for stoffets potentielle bidrag til økotoksicitet og siden hen inkludere disse på en gennemskuelig og relevant måde i udtrykket for karakteriseringsfaktoren.

Økotoksiciteten modelleres for akvatiske økosystemer (akut og kronisk), i terrestriske økosystemer (kronisk eksponering) og i spildevandsbehandlingsanlæg. For hvert slutpunkt, anvendes en simpel skæbne-modellering, baseret på en modular tilgang, hvor omfordelingen mellem de miljørelaterede rum og potentialet for biologisk nedbrydning er repræsenteret som separate faktorer. Karakteriseringsfaktoren for kronisk økotoksicitet i delmiljø (n) fra en emission af stoffet (j) til delmiljø (m) bestemmes som:

$$CF (etnc)_i^m = f^{mn} \text{BIO}_i \frac{1}{\text{PNEC}_{i,n}} \quad (9.1)$$

... hvor omfordelingsfaktoren,  $f^{mn}$  udtrykker hvilken andel af emissionen, efter omfordeling fra det oprindelige delmiljø (m), der når frem til det endelige delmiljø (n), hvor den økotoksiske påvirkning bliver modelleret. BIO repræsenterer potentialet for bionedbrydelighed, som det er bestemt fra standard tests for umiddelbar og inherent bionedbrydelighed. Toksiciteten er udtrykt som den reciprokke nul-effekt-koncentration (PNEC) for økosystemerne i delmiljøet (n).

Som det er beskrevet i introduktionen til denne vejledning, er UMIP97 metoden forberedt til at omfatte den stedlige differentiering for alle de ikke-globale påvirkningskategorier gennem sted-faktorer SF beregnet til modifikation af ikke-stedafhængige karakteriseringsfaktorer. For økotoksicitetsvurdering bliver udtrykket:

$$CF (etnc)_i^m = f^{mn} \text{BIO}_i \frac{1}{\text{PNEC}_{i,n}} \cdot SF_p \quad (9.2)$$

Det ikke-stedafhængige påvirkningspotentiale i UMIP97 skal forstås som den største påvirkning, som kan forventes fra emissionen, og sted-faktoren skal ses som den stedligt bestemte mulighed for at den fulde påvirkning vil forekomme, dvs. SF varierer mellem 0 og 1. UMIP dataformatet giver mulighed for at inkludere stedlige aspekter i karakteriseringen, og Wenzel og medforfattere giver vejledning omkring kvantificering og anvendelse af SF uden at gøre sted-faktorerne reelt operationelle. (Wenzel et al., 1997).

UMIP metoden for økotoksicitetsvurdering involverer også andre muligheder for stedlig differentiering. For den del af de luftbårne emissioner, der aflejres, er omfordelingsfaktoren,  $f^{mn}$  sat til "a", når (n) er det vandige miljø, og 1-a, når (n) er det terrestriske miljø. UMIP97 tillader, at "a" vælges ud fra de betingelser der er i regionen, hvor emissionen finder sted. For danske betingelser, foreslås  $a=0,5$ , mens en global standardværdi er sat til  $a=0,2$ .

Desuden er det i UMIP97 foreslået at inkludere den stedlige information i form af initial fortyndings data for vandbårne emissioner, som teknisk information i vægtningen af det potentielle bidrag til akut akvatisk økotoxicitet, for at afspejle forskellene i fortyndingspotentialet (og siden hen muligheden for akutte effekter), for forskellige typer af akvatiske recipienter.

#### 9.4 UMIP2003 FAKTORER FOR ØKOTOKSICITET

UMIP2003 faktorerne erstatter ikke UMIP97 karakteriseringsfaktorerne. I stedet for skal de betragtes som en slags eksponeringsfaktorer, der skal benyttes i kombination med UMIP97 faktorerne som bibeholdes til karakterisering af de ikke-stedafhængige påvirkninger på økotoxicitet fra emissioner. Dette betyder, at de dele af skæbne- og effektfaktorerne, som ikke er stedligt differentierede bibeholdes som de oprindeligt var defineret i UMIP97. For at kunne inkludere den stedlige variation, er det forsøgt at gøre sted-faktoren fra UMIP97 operationel. Idet der ikke er fundet nogen integreret vurderingsmodel, som kan tilpasses stedlig differentiering i modelleringen af stoffers skæbne i miljøet, er den simplificerede modulære tilgang som anvendes i UMIP97, i stedet blevet udvidet til at gå ind i området for eksponeringsvurdering. Baseret på en analyse af årsagskæden for økotoxicitet, er de væsentligste stedafhængige karakteristika, som influerer på den miljømæssige skæbne eller økotoxiske effekt fra stoffer, identificeret og mulighederne for at inkludere dem i karakteriseringen af økotoxicitet er blevet afprøvet.

Der er udviklet en struktur for medregning af den stedlige variation indenfor omgivelsernes gennemsnitlige temperatur (bionedbrydning), hyppigheden af naturlige økosystemer i jord og vand (mål-systemer) og sorptions- og bundfældelsesbetingelserne i ferskvands- og saltvandssystemer (fjernelse). Strukturen er gjort operationel for fire europæiske regioner: Nord, Øst, Vest og Syd.

##### *Eksponeringsfaktorer for økotoxicitet*

Den allerede eksisterende ikke-stedafhængige karakteriseringsfaktor udlægges som repræsenterende påvirkningen fra stoffet, forudsat at en eksponering finder sted. Den stedlige karakterisering udføres således ved at gange den ikke-stedafhængige karakteriseringsfaktor og en eksponeringsfaktor, som betragtes som en modificering der udtrykker graden af aktuelt forekommende eksponering. Økotoxicitets-eksponeringsfaktoren forkortes EEF, for at sikre konsekvens i forhold til eksponeringsfaktorerne for andre påvirkningskategorier, defineret i UMIP2003. Den afhænger både af stoffets egenskaber og de stedlige karakteristika for processen der udleder stoffet, og udtrykkes som et produkt af de følgende variable:

- $SF_{emis}$  som repræsenterer den stedafhængige variation af de parametre, der indgår i emissions-delen af årsagskæden.
- $SF_{bio}$  som repræsenterer den stedlige variation af bionedbrydeligheden og andre omdannelsesparametre i skæbne-delen af årsagskæden.
- $SF_{sed}$  som repræsenterer den stedlige variation af sorptions- og bundfældelsesparametrene i skæbne-delen af årsagskæden (kun relevant for akvatisk økotoksicitet).

$$EEF_{wc} = SF_{emis} \cdot SF_{bio} \cdot SF_{sed} \quad (9.3)$$

$$EEF_{sc} = SF_{emis} \cdot SF_{bio}$$

Eksponeringsfaktorer beregnes for økotoksicitet i vand og jord i Anneks 9.4.

#### 9.5 IKKE-STEDAFHÆNGIG KARAKTERISERING

Som de ikke-stedafhængige eksponeringsfaktorer for økotoksicitet benyttes gennemsnitsværdierne fra Tabel 9.1 (for akvatisk økotoksicitet) og 9.2 (for terrestrisk økotoksicitet). De ikke-stedafhængige økotoksiske påvirkningspotentialer beregnes under brug af disse faktorer i samspil med de relevante UMIP97 karakteriseringsfaktorer for økotoksicitet fra Wenzel et al. (1997), i henhold til det følgende udtryk:

$$sg - EP(etn) = \sum_s (sg - EEF_s \cdot CF(etm, n)_s \cdot E(m)_s) \quad (9.4)$$

Hvor:

- $sg-EP(etn)$  = Den ikke-stedafhængige økotoksicitetspåvirkning fra produktet (i  $m^3/f.u.$ ) i delmiljø (n).
- $sg-EEF_s$  = Den ikke-stedafhængige eksponeringsfaktor (dimensionsløs), som relaterer emissionen af stoffet (s) til eksposeringen,  $sg-EEF_{wc} = 1,3$  for organiske stoffer og 0,91 for metaller, og  $sg-EEF_{sc} = 0,33$ , bestemt som de gennemsnitlige værdier for de europæiske regioner i Tabel 9.1 og 9.2.
- $CF(etm, n)_s$  = UMIP97 karakteriseringsfaktor for økotoksicitet (i  $m^3/g$ ) fra Anneks 9.1, 9.2 eller 9.3, som relaterer emissionen af stof (s) til delmiljø (m) til påvirkningen i delmiljø (n)
- $E(m)_s$  = Emissionen af stof (s) til delmiljø (m) (i  $g/f.u.$ )

#### 9.6 STEDAFHÆNGIG KARAKTERISERING

Eksponeringsfaktorerne repræsenterer alvorligheden af eksposeringen på samme måde som de faktorer, der er udviklet for påvirkningskategorierne human toksicitet og akvatisk eutrofiering. Givet det begrænsede spænd mellem de højeste og laveste værdier af den stedafhængige eksponeringsfaktor for organiske stoffer i Tabel 9.1, og givet at betragtelige model- og parameterusikkerheder er forbundet med de eksponeringsfaktorer, der er udviklet for økotoksicitet, gælder det, at de yderligere usikkerheder sagtens kan overstige variationen der er ligger i disse eksponerings faktorer.

På denne baggrund er der kun begrænset motivation for at udføre en fuldstændig stedafhængig eksponeringsvurdering for økotoksicitet i jord eller vand. I stedet, må de stedafhængige faktorer betragtes som en information til brug i følsomhedsanalysen og muligvis også for begrænsning af den potentielle stedlige variation i den ikke-stedafhængige påvirkning.

*Vejledningen anbefaler at de anvendes i følsomhedsanalysen til at hjælpe med at kvantificere den mulige stedlige variation, som ligger til grund for de ikke-stedafhængige påvirkningspotentialer.*

For emission af metaller til vand, er situationen en smule anderledes. Her har det modtagende miljø stærk indflydelse på tabet gennem aflejring for de mest adsorberende metaller, på den måde at forstå at emissionerne til floder og søer har en meget lavere eksponeringsfaktor på grund af aflejringen i søer. Denne afvigelse fra det generelle mønster for eksponeringsfaktorerne ændrer ikke på den overordnede anbefaling at økotoksicitets-eksponeringsfaktorerne kun benyttes i følsomhedsanalyse-sammenhæng og ikke i en rutinemæssig stedafhængig karakterisering.

Økotoksicitetspåvirkningen fra et givet produkt er i mange tilfælde domineret af en enkelt eller få processer. Selv i sammenhænge, hvor en stedafhængig vurdering foretrækkes, anbefales det at begynde med en beregning af den ikke-stedafhængige påvirkning af et produkt, som beskrevet i forrige afsnit. Denne ikke-stedafhængige påvirkning kan benyttes til at vælge de processer, der har de dominerende bidrag (trin 1), og dernæst til bedømmelse af den aktuelle stedlige variation i bidraget fra disse processer under anvendelse af de relevante stedafhængige faktorer (trin 2 og 3).

#### *Trin 1*

Den ikke-stedafhængige økotoksicitetspåvirkning i vand eller jord, som beregnet i det forrige afsnit, opdeles i bidragene fra hver enkelt proces. Disse bidrag rangordnes derefter fra det største til det mindste bidrag og processen med det største bidrag vælges.

#### *Trin 2*

Den ikke-stedafhængige økotoksicitetspåvirkning fra trin 1 reduceres med bidraget fra den proces, der valgtes i trin 1. Dernæst beregnes den stedafhængige påvirkning fra emissionerne fra denne proces ved hjælp af de relevante stedafhængige faktorer.

$$sd - EP (etn)_p = \sum_s (EEF_{s,i} \cdot CF (etm, n)_s \cdot E (m)_{s,p}) \quad (9.5)$$

Hvor:

- $sd-EP(etn)_p$  = Den stedafhængige økotoksicitetspåvirkning i delmiljø (n) fra proces (p)
- $EEF(etn)_{s,i}$  = Den stedafhængige eksponeringsfaktor (dimensionsløs), som relaterer emissionen af stof (s) i situation (i), som er relevant for proces (p) (beskrevet ved hjælp af geografisk region og lokalitet i den hydrologiske cyklus), til eksponeringen på det regionale niveau. Den stedafhængige eksponeringsfaktor findes i Anneks 9.4 i Tabel 9.9 for organiske stoffer og i Tabel 9.10 for metaller.
- $CF(etm,n)_s$  = UMIP97 karakteriseringsfaktoren for økotoksicitet (i  $m^3/g$ ) fra Anneks 9.1, 9.2 eller 9.3 som relaterer emissionen af stof (s) til delmiljø (m) til påvirkningen i delmiljø.
- $E(m)_s$  = Emissionen af stof (s) til delmiljø (m) (i g/f.u.).

De bestemmende parametre er regionen hvor emissionen foregår (Nord-, Vest-, Øst- og Sydeuropa) og recipienttypen for emissioner til vand (flod eller sø, flodmunding, hav, influerende  $SF_{sed}$ ) og et antal stofkarakteristika (bionedbrydelighed, lipophilicitet og flygtighed).

For de emissioner af organisk stof eller metaller der går til luft, antages det at den del, der ender i vand hovedsagelige aflejres i havet og derfor vælges  $EEF_{wc}$  for havet (i Tabel 9.9 eller Tabel 9.10) for luftbårne emissioner.

### *Trin 3*

De stedafhængige bidrag fra processen som blev valgt i trin 1 lægges til det justerede ikke-stedafhængige bidrag fra trin 2. Trin 2 gentages indtil det stedafhængige bidrag fra de udvalgte processer er så stort at den resterende stedlige variation i værdien for økotoksicitet ikke længere kan påvirke konklusionen af studiet (f.eks. når den stedafhængige andel er større end 95% af den totale påvirknings).

### 9.7 FORTOLKNING

For eksponeringsfaktorerne som er tabelleret i Anneks 9.4, er variationen (min og max værdi) vist i Tabel 9.1 for akvatisk og terrestrisk økotoksicitet af organiske stoffer og i Tabel 9.2 for metaller.

For organiske stoffer gælder det, at den største variation, som kan blive introduceret ved at anvende disse faktorer stedafhængig karakterisering af akvatisk økotoksicitet, er en faktor 28 (1.95:0.07 mellem værdien for et ikke bio-nedbrydeligt stof emitteret direkte til havet i Nordeuropa og et stærkt lipophilt stof emitteret til en flod i Vesteuropa).



REGION	AKVATISK ØKOTOKSICITET			TERRESTRISK ØKOTOKSICITET
	MAX VÆRDI	MIN VÆRDI	MEDIAN VÆRDI	
NORDEUROPA	1,95	0,14	1,91	0,65
	(1,5-1,3-1)	(1,5-1,3-0,07)	(1,5-1,3-0,98)	(0,5-1,3)
VESTEUROPA	1	0,07	0,98	0,25
	(1-1-1)	(1-1-0,07)	(1-1-0,98)	(0,25-1)
ØSTEUROPA	2	0,14	1,96	0,25
	(2-1-1)	(2-1-0,07)	(2-1-0,98)	(0,25-1)
SYDEUROPA	1,4	0,098	1,37	0,18
	(2-0,7-1)	(2-0,7-0,07)	(2-0,7-0,98)	(0,25-0,7)
SAMLET MEDIAN	1,39			0,25
SAMLET GENNEMSNIT, STANDARD AFVIGELSE	1,30			0,33
	0,54			0,22

TABEL 9.1.  
VARIATION (MIN-MAX VÆRDI), GENNEMSIT OG MEDIANER AF EKSPONERINGSFAKTORER FOR ORGANISKE STOFFER.

For stoffer som har mindre lipophilicitet ( $\log K_{ow} < 4$ ) er den største variation en faktor 6.5, som gælder mellem de samme to situationer. For terrestrisk økotoxicitet, er den største variationsfaktor 3.7 (0.65:0.18 mellem værdien for emission af et vilkårligt stof til jord i Nordeuropa og i Sydeuropa). Variationen mellem højeste og laveste eksponeringsfaktor er således ret begrænset, selv for ekstremt lipophile stoffer. Således forventes den udviklede eksponeringsfaktor kun at repræsentere en mindre del af den faktiske, stedligt bestemte variation i stoffers skæbne og den resulterende eksponering af økosystemer overfor kemikalier indenfor Europa idet:

- Et stort antal parametre, som potentielt bidrager til stedlig variation kunne ikke inkluderes i metoden, som beskrevet i Tørsløv et al. (2005). Generelt var deres inklusion ikke mulig på grund af den begrænsede tilgængelighed til miljødata eller det nuværende moderate niveau for økotoxicitetsmodellering. Dette gælder for forskellighederne i økosystem følsomheder og forskelligheder i baggrundspåvirkninger over hele Europa. Såfremt det havde været muligt at medtage flere af disse parametre, er det forventeligt, at den modellerede stedlige variation som udtrykt gennem eksponeringsfaktoren EEF ville have været større.
- Som diskuteret i Tørsløv et al. (2005), må det forventes at størrelsen af variationen i naturparametre mellem regioner bliver mindre når størrelsen af regionen bliver større (jo større region, jo større interne forskelle og jo lavere variation mellem regioner). Denne udvikling vil brede sig til eksponeringsfaktorerne, som er udregnet fra de valgte naturparametre. I det nuværende metodegrundlag, har man for nemheds skyld opdelt Europa i kun fire regioner, og det er forudsigteligt, at, hvis strukturen var baseret på individuelle lande i stedet for så store geografiske regioner, ville den modellerede stedlige variation have været større.

TABEL 9.2.  
VARIATION (MIN-MAX  
VÆRDI), GENNEMSNIT  
OG MEDIANER FOR  
EKSPONERINGSFAKTOR  
ER FOR METALLER.

REGION	AKVATISK ØKOTOKSICITET			TERRESTRISK ØKOTOKSICITET
	MAX VÆRDI	MIN VÆRDI	MEDIAN	
NORDEUROPA	1,93	$6,3 \cdot 10^{-6}$	1,30	0,65
	(1,5-1,3-0,99)	( $1,5 \cdot 1,3 \cdot 3,2 \cdot 10^{-6}$ )	(1,5-1,3-0,67)	(0,5-1,3)
VESTEUROPA	0,99	$3,2 \cdot 10^{-6}$	0,67	0,25
	(1-1-0,99)	( $1 \cdot 1 \cdot 3,2 \cdot 10^{-6}$ )	(1-1-0,67)	(0,25-1)
ØSTEUROPA	1,98	$6,5 \cdot 10^{-6}$	1,34	0,25
	(2-1-0,99)	( $2 \cdot 1 \cdot 3,2 \cdot 10^{-6}$ )	(2-1-0,67)	(0,25-1)
SYDEUROPA	1,39	$4,5 \cdot 10^{-6}$	0,89	0,18
	(2-0,7-0,99)	( $2 \cdot 0,7 \cdot 3,2 \cdot 10^{-6}$ )	(2-0,7-0,67)	(0,25-0,7)
SAMLET MEDIAN		0,92		0,25
SAMLET GENNEM- SNIT		0,91		0,33
STANDARD AFVIGELSE AF SAMLEDE GENNEM- SNIT		0,62		0,22

For metaller, er billedet i Tabel 9.2 en del anderledes end det som gælder for organiske stoffer i Tabel 9.1, hovedsagelig på grund af forekomsten af ekstremt lave eksponeringsfaktorer for de stærkt adsorberende metaller, specielt bly og tin når disse emitteres til ferskvandssystemer (flod, sø), hvor deres fjernelse gennem adsorption og aflejring er effektiv. For øvrige metaller er mønsteret mere til mønsteret for organiske stoffer.

Samlet set vurderes det, at betragtelige usikkerheder er tilknyttet de eksponeringsfaktorer som er udviklet for økotoksicitet, og at disse usikkerheder sagtens kan overstige variationen der ligger i disse faktorer. På denne baggrund, anbefaler forfatterne ikke at anvende de udviklede eksponeringsfaktorer i et forsøg på at udføre stedlig karakterisering af økotoksicitet i LCIA.

Desuden mangler de emissionsdata, der ligger til grund for beregning af europæiske normaliseringsreferencer den stedlige differentiering for de fleste stoffer (Stranddorf et al., 2005), og derfor har det ikke været muligt at beregne UMIP2003 normaliseringsreferencer for en eneste af de økotoksiske underkategorier.

I øjeblikket arbejdes der på i OMNITOX-projektet under det Femte Rammeprogram under EU, at udvikle en europæisk konsensus metode for karakterisering af økotoksicitet i LCA. Denne metode inddrager en omfattende multimedie skæbne model med mulighed for stedlig differentiering mellem de enkelte landes niveau. Læsere med interesse i stedlig karakterisering af økotoksicitet henvises til resultaterne af dette arbejde, som vil være tilgængeligt hen mod slutningen af 2004 ([www.OMNITOX.net](http://www.OMNITOX.net)).

## 9.8 EKSEMPEL

Til trods for anbefalingerne givet i afsnit 9.7, er UMIP2003 eksponeringsfaktorerne blevet brugt i en karakterisering af opgørelsen præsenteret i afsnit 1.6 for at vise deres anvendelse.

### *Ikke-stedafhængig karakterisering*

Som det er blevet beskrevet i afsnit 9.5 udregnes først de ikke-stedafhængige påvirkninger. Økotoksicitetspåvirkningerne i Tabel 9.3 er bestemt i henhold til Ligning 9.4, under anvendelse af UMIP97 faktorerne fra Anneks 9.1 og 9.2 (for emissioner til luft, henholdsvis vand) og de ikke-stedafhængige eksponeringsfaktorer taget som gennemsnittene i Tabel 9.1 og 9.2.

Iblandt de luft- og vandbårne emissioner, eksisterer UMIP97 faktorerne kun for metaller, men disse forventes også at være de stærkeste bidragydere til økotoksicitet i vand og jord.

STOF	EMISSION FOR PLASTIC DEL	EMISSION FOR ZINK DEL	EF(ETWC)	EF(ETSC)	sg-EEFwc	sg-EEFsc
	G/F.U.	G/F.U.	M <sup>3</sup> /G	M <sup>3</sup> /G		
<i>EMISSIONER TIL LUFT</i>						
HYDROGENCHLORID	0,001163	0,00172				
CARBONMONOXID	0,2526	0,76				
AMMONIAK	0,003605	0,000071				
METHAN	3,926	2,18				
VOC, KRAFTVÆRK	0,0003954	0,00037				
VOC, DIESEL MOTORER	0,02352	0,0027				
VOC, USPECIFICERET	0,89	0,54				
SVOVLDIOXID	5,13	13,26				
KVÆLSTOFOXIDER	3,82	7,215				
BLY	0,00008031	0,0002595	400	0,01	0,91	0,33
CADMIUM	0,00000866	0,00007451	2,40 · 10 <sup>4</sup>	1,8	0,91	0,33
ZINK	0,000378	0,00458	200	0,005	0,91	0,33
<i>EMISSIONER TIL VAND</i>						
NO <sup>3</sup> -N	0,00005487	0,0000486				
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	0,0004453	0,003036				
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,000014	0				
ZINK	0,00003171	0,002209	1,00 · 10 <sup>3</sup>	0	0,91	
<b>TOTAL</b>						

TABEL 9.3. IKKE STEDAFHÆNGIGE PÅVIRKNINGS-POTENTIALER FOR KRONISK ØKOTOKSICITET I VAND OG JORD EKSPONERING FOR EN STØTTEBLOK FREMSTILLET AF ENTEN PLASTIC ELLER ZINK, UDTRYKT SOM VOLUMEN AF DET EKSPONEREDE RUM.

STOF	PLASTIC DEL		ZINK DEL	
	SG-EP(ETWC)	SG-EP(ETSC)	SG-EP(ETWC)	SG-EP(ETSC)
	M <sup>3</sup> /G	M <sup>3</sup> /G	M <sup>3</sup> /G	M <sup>3</sup> /G
<i>EMISSIONER TIL LUFT</i>				
HYDROGENCHLORID	0	0	0	0
CARBONMONOXID	0	0	0	0
AMMONIAK	0	0	0	0
METHAN	0	0	0	0
VOC, KRAFTVÆRK	0	0	0	0
VOC, DIESEL MOTORER	0	0	0	0
VOC, USPECIFICERET	0	0	0	0
SVOVLDIOXID	0	0	0	0
KVÆLSTOFOXIDER	0	0	0	0
BLY	0,029233	2,7 · 10 <sup>-7</sup>	0,094458	8,56 · 10 <sup>-7</sup>
CADMIUM	0,189134	5,1 · 10 <sup>-6</sup>	1,6272984	4,43 · 10 <sup>-5</sup>
ZINK	0,068796	6,2 · 10 <sup>-7</sup>	0,83356	7,56 · 10 <sup>-6</sup>
<i>EMISSIONER TIL VAND</i>				
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	0	0	0	0
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	0	0	0	0
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0	0	0	0
ZINK	0,028856	0	2,01019	0
<b>TOTAL</b>	<b>0,32</b>	<b>6,0 · 10<sup>-6</sup></b>	<b>4,6</b>	<b>5,3 · 10<sup>-5</sup></b>

Benyttes de ikke-stedafhængige UMIP97 karakteriseringsfaktorer, har zink-støtteblokken det største kroniske økotoksicitetspåvirkningspotentiale både i vand og jord. For begge støtteblokke, er cadmium og zink emissioner til luft de vigtigste bidragydere til økotoksicitet i vand og jord mens den vandbårne zink-emission også bidrager væsentligt til økotoksicitet i vand for zink-komponenten. For at undersøge betydningen af den potentielle stedlige variation, udføres stedafhængig karakterisering for de processer der bidrager mest til de ikke-stedafhængige påvirkninger.

#### *Stedafhængig karakterisering*

Tabel 9.3 afslører at de altovervejende bidrag til økotoksicitetspåvirkning skyldes Cd og Zn til luft og (for zink komponenten) Zn til luft. For zink-komponenten, er de væsentligste kilder til emission af Cd og Zn til luft og vand identificeret som produktionen af zink fra malm, hvilket foregår i Bulgarien og, for emission af Zn til luft, endvidere støbningen af komponenten, hvilket finder sted i Jugoslavien (data ikke vist). For plastic-komponenten, kommer Cd og Zn emissionerne til luft fortrinsvis fra elektricitetsproduktionen, som sker mange steder over hele Europa. For sidstnævnte, er det således valgt at beholde den ikke-stedafhængige karakterisering. Emissionerne fra de valgte processer bidrager med omkring

80% og 95% af de fulde, ikke-stedafhængige påvirkninger i Tabel 9.3, for zink-komponenten, henholdsvis plastic-komponenten (data ikke vist).

I beregningen af de stedafhængige påvirkninger for nøgleprocesserne for zink-komponenten, findes de relevante, stedafhængige regionale eksponeringsfaktorer i Tabel 9.10 i Anneks 9.4. Alle de vigtigste processer finder sted i det sydlige Europa. Resultaterne af den stedafhængige karakterisering vises i Tabel 9.4.

ZINK DEL	EF(ETWC)		EF(ETSC)		EEFwc		EEFsc		SD-EP(ETWC)		SD-EP(ETSC)	
	G/F.U.	M <sup>3</sup> /G	M <sup>3</sup> /G					M <sup>3</sup> /F.U.	M <sup>3</sup> /F.U.			
<i>ZINK EMISSIONER TIL LUFT</i>												
ZINK PRODUKTION, BULGARIEN	2,77 · 10 <sup>-3</sup>	2,00 · 10 <sup>2</sup>	0,005	1,11	0,175	6,14 · 10 <sup>-1</sup>	2,42 · 10 <sup>-6</sup>					
ZINK STØBNING, JUGOSLAVIEN	1,34 · 10 <sup>-3</sup>	2,00 · 10 <sup>2</sup>	0,005	1,11	0,175	2,97 · 10 <sup>-1</sup>	1,17 · 10 <sup>-6</sup>					
<i>BLY EMISSIONER TIL LUFT</i>												
ZINK PRODUKTION, BULGARIEN	1,75 · 10 <sup>-4</sup>	400	0,01	0,66	0,175	4,62 · 10 <sup>-2</sup>	3,06 · 10 <sup>-7</sup>					
<i>CADMIUM EMISSIONER TIL LUFT</i>												
ZINK PRODUKTION, BULGARIEN	6,50 · 10 <sup>-5</sup>	2,40 · 10 <sup>4</sup>	1,8	1,28	0,175	2,00	2,05 · 10 <sup>-5</sup>					
<i>ZINK EMISSIONER TIL VAND</i>												
ZINK PRODUKTION, BULGARIEN	2,17 · 10 <sup>-3</sup>	1,00 · 10 <sup>3</sup>	0	0,93	0,175	2,02	0,00					
<b>TOTAL, ZINK DEL</b>						<b>5,0</b>	<b>2,4 · 10<sup>-5</sup></b>					

TABEL 9.4. STEDAFHÆNGIGE PÅVIRKNINGS-POTENTIALER FOR KRONISK ØKOTOKSICITET I VAND OG JORD FOR NØGLEPROCESSER FRA ZINK-KOMPONENTENS PRODUKTSYSTEM.

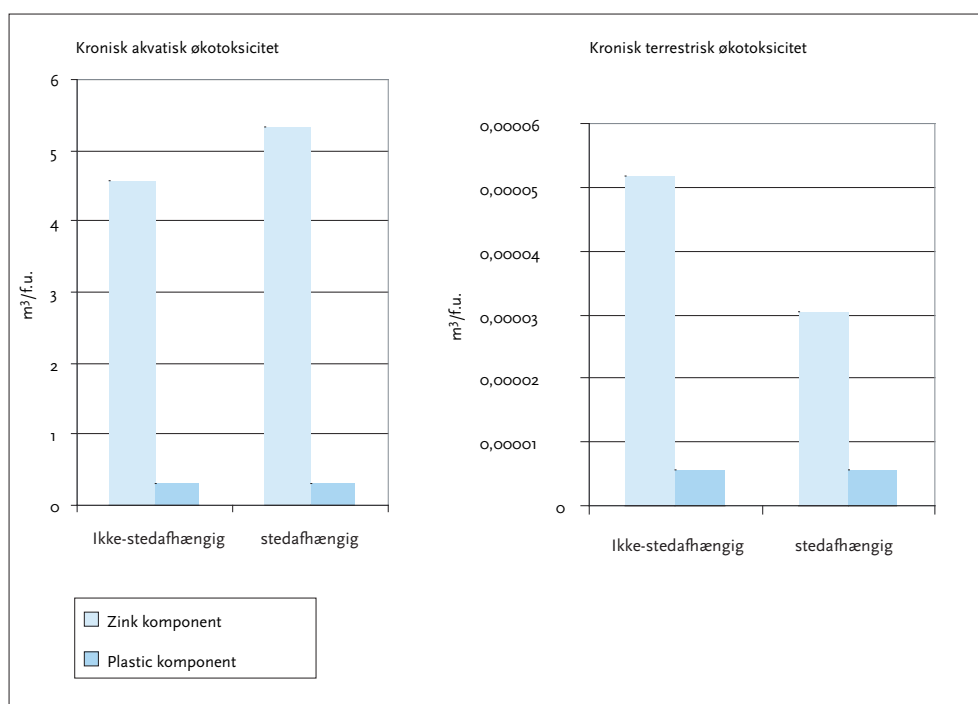
Den ikke-stedafhængige påvirkning fra disse nøgleprocesser trækkes fra de oprindelige ikke-stedafhængige påvirkninger i Tabel 9.3, og de stedafhængige påvirkninger i Tabel 9.4 lægges til. De således korrigerede økotoxikitetpåvirkninger via luft kan findes i Tabel 9.5 og forskellen til de oprindelige, ikke-stedafhængige påvirkninger i Tabel 9.3 vises i Figur 9.1

	KRONISK AKVATISK ØKOTOKSICITET	KRONISK TERRESTRISK ØKOTOKSICITET
	M <sup>3</sup> /F.U.	M <sup>3</sup> /F.U.
ZINK KOMPONENT	5,3	3,1 · 10 <sup>-5</sup>
PLASTIC KOMPONENT	0,32	6,0 · 10 <sup>-6</sup>

TABEL 9.5. KRONISKE ØKOTOKSICITETS-PÅVIRKNINGER I VAND OG JORD FRA ZINK-KOMPONENT PRODUKTSYSTEMET MED STEDAFHÆNGIG KARAKTERISERING AF NØGLEPROCES-EMISSIONER.

Stedafhængig karakterisering forøger størrelsen af den akvatiske økotoksicitetspåvirkning en smule og reducerer den terrestriske økotoksicitet, men det påvirker ikke den stærke dominans af zink-komponenten over plastic-komponenten. For den zink-baserede komponent er mere end 90% af denne påvirkning beregnet under anvendelse af stedafhængige karakteriseringsfaktorer. Selv hvis den stedafhængige karakterisering blev udført for alle de øvrige processer i produktsystemet, ville resultatet således næppe ændres markant. Den største del af det stedligt betingede potentiale for variation af påvirkningen er blevet ophævet.

**FIGUR 9.1**  
**IKKE-STEDAFHÆNGIG**  
**OG STEDAFHÆNGIG**  
**KRONISK**  
**ØKOTOKSICITETS-**  
**PÅVIRKNING I VAND OG**  
**JORD. FOR DE**  
**STEDAFHÆNGIGE**  
**PÅVIRKNINGER ER DE**  
**STEDAFHÆNGIGE**  
**EKSPONERINGS-**  
**FAKTORER KUN**  
**ANVENDT FOR**  
**NØGLEPROCESSERNE**  
**SOM BESKREVET**  
**OVENFOR.**



**Anneks 9.1: UMIP97 karakteriserings faktorer for økotoksicitetsvurdering for emissioner til luft (Wenzel et al., 1997)**

**EMISSIONER TIL LUFT SOM DET FØRSTE MEDIE**

STOF	CAS NO.	EF(ETWC) M <sup>3</sup> /G	EF(ETWA) M <sup>3</sup> /G	EF(ETSC) M <sup>3</sup> /G
1,2-PROPYLEN OXID	75-56-9	1,2	0	11
1,2-DICHLOROBENZEN	95-50-1	10	0	0,49
1,2-DICHLOROETHAN	107-06-2	20	0	61
1-BUTANOL	71-36-3	0,01	0	0,09
2,3,7,8-TETRACHLORO-DIBENZO-P-DIOXIN	1746-01-6	5,6E+08	0	1,2E+04
2,4-DINITROTOLUEN	121-14-2	150	0	190
2-CHLOROTOLUEN	95-49-8	200	0	10
2-ETHYL HEXANOL	104-76-7	0	0	0
2-PROPANOL	67-63-0	0,05	0	0,46
3-CHLOROTOLUEN	108-41-8	200	0	14
4-CHLOROTOLUEN	106-43-4	200	0	12
EDDIKESYRE	64-19-7	0,08	0	0,79
ACETONE	67-64-1	4,0E+03	0	3,8E+04
ANIONISK DETERGENT (WORST CASE)	N.A.	4,0	0	33
ANTHRACEN	120-12-7	0	0	0
ARSEN	7440-38-2	380	0	0,27
ATRAZIN	1912-24-9	0	0	0
BENZEN	71-43-2	4,0	0	3,6
BENZOTRIAZOL	95-14-7	4,0	0	13
BIPHENYL	92-52-4	200	0	2,8
CADMIUM	7440-46-9	2,4E+04	0	1,8
CHLORBENZEN	108-90-7	200	0	38
CHLOROFORM	67-66-3	20	0	25
CHROM (VI)	7440-47-3	130	0	0,01
COBOLT	7440-48-4	400	0	9,1
KOBBER	7440-50-8	2,5E+03	0	0,02
DIBUTYLTINOXID	818-08-6	2,0E+04	0	530
DIETHANOLAMIN	111-42-2	0	0	0
DIETHYLAMINO-ETHANOL	100-37-8	0	0	0
DIETHYLENGLYCOL	111-46-6	0	0	0

**Anneks 9.1: UMIP97 karakteriserings faktorer for økotoksicitetsvurdering for emissioner til luft (Wenzel et al., 1997)**

**EMISSIONER TIL LUFT SOM DET FØRSTE MEDIE**

STOF	CAS NO.	EF(ETWC) M <sup>3</sup> /G	EF(ETWA) M <sup>3</sup> /G	EF(ETSC) M <sup>3</sup> /G
DIETHYLENGLYCOL				
MONO-N-BUTYL-ETHER	112-34-5	0	0	0
ETHANOL	64-17-5	0,001	0	0,01
ETHYLACETAT	141-78-6	0,08	0	0,59
ETHYLENGLYCOL	107-21-1	0,001	0	0,010
ETHYLENDIAMIN TETRAA- CETIC ACID, EDTA	60-00-4	0	0	0
ETHYLENDIAMIN, 1,2- ETHANEDIAMIN	107-15-3	0	0	0
FORMALDEHYD	50-00-00	24	0	200
HEXAN	110-54-3	150	0	2,5
HYDROGENCYANID	74-90-8	800	0	7,6E+03
HYDROGENSULFID	7783-06-4	0	0	0
JERN	7439-89-6	20	0	0,53
ISOPROPYLBENZEN, CUMEN	98-82-8	2,9	0	0,08
BLY	7439-92-1	400	0	0,01
MANGAN	7439-96-5	71	0	1,9
KVIKSØLV	7439-97-6	4,0E+03	0	5,3
METHANOL	67-56-1	0,01	0	0,10
METHYL METHAKRYLAT	80-62-6	0	0	0
MOLYBDÆN	7439-98-7	400	0	3,9
MONO- ETHANOLAMIN	141-43-5	0	0	0
N-BUTYL ACETAT	123-86-4	0,56	0	1,0
NIKKEL	7440-02-0	130	0	0,05
NITRILOTRIACETAT	139-13-9	0	0	0
NITROBENZEN- SULFONSYRE	127-68-4	0,09	0	0,84
PHENOL	108-95-2	0	0	0
PROPYLEN GLYCOL, 1,2- PROPANDIOL	57-55-6	0	0	0
SELEN	7782-49-2	4,0E+03	0	106
NATRIUMBENZOAT	532-32-10	0,63	0	6,2



**Anneks 9.1: UMIP97 karakteriserings faktorer for økotoksicitetsvurdering for emissioner til luft (Wenzel et al., 1997)**

**EMISSIONER TIL LUFT SOM DET FØRSTE MEDIE**

STOF	CAS NO.	EF(ETWC) M <sup>3</sup> /G	EF(ETWA) M <sup>3</sup> /G	EF(ETSC) M <sup>3</sup> /G
NATRIUM-HYPOCHLORIT	7681-52-9	0	0	0
STRONTIUM	7440-24-6	2,0E+03	0	53
STYREN	100-42-5	0	0	0
SULPHAMINSYRE	5329-14-6	2,8	0	28
TETRACHLOR-ETHYLEN	127-18-4	20	0	1,1
THALLIUM	7440-28-0	670	0	18
THORIUM	7440-29-1	330	0	8,9
TITAN	7440-32-6	27	0	0,73
TOLUEN	108-88-3	4,0	0	0,97
TRIETHANOLAMIN	102-71-6	0	0	0
TRIETHYLAMIN	121-44-8	0	0	0
VANADIUM	7440-62-2	40	0	0,34
XYLENER, BLANDEDE	1330-20-7	4,0	0	0,40
ZINK	7440-66-6	200	0	0,005

**Anneks 9.2: UMIP97 karakteriseringsfaktorer for økotoxicitetsvurdering for emissioner til vand (Wenzel et al., 1997)**

<b>EMISSIONER TIL VAND SOM DET FØRSTE MEDIE</b>				
STOF	CAS NO.	EF(ETWC) M <sup>3</sup> /G	EF(ETWA) M <sup>3</sup> /G	EF(ETSC) M <sup>3</sup> /G
1,2-PROPYLENOXID	75-56-9	5,9	0,59	0
1,2-DICHLOROBENZEN	95-50-1	10	10	0,49
1,2-DICHLOROETHAN	107-06-2	100	10	0
1-BUTANOL	71-36-3	0,07	0,04	0
2,3,7,8-TETRACHLORO-DIBEN- ZO-P-DIOXIN	1746-01-6	2,8E+09	2,8E+08	0
2,4-DINITROTOLUEN	121-14-2	770	77	0
2-CHLOROTOLUEN	95-49-8	200	100	10
2-ETHYL HEXANOL	104-76-7	2,7	1,3	0
2-PROPANOL	67-63-0	0,25	0,13	0
3-CHLOROTOLUEN	108-41-8	200	100	14
4-CHLOROTOLUEN	106-43-4	200	100	12
EDDIKESYRE	64-19-7	0,40	0,20	0
ACETONE	67-64-1	2,0E+04	10	0
ANIONISK DETERGENT (WORST CASE)	N.A.	20	10	0
ANTHRACEN	120-12-7	5,0E+04	1,0E+04	0
ARSEN	7440-38-2	1,9E+03	190	0
ATRAZIN	1912-24-9	6,7E+03	670	0
BENZEN	71-43-2	4,0	10	3,6
BENZOTRIAZOL	95-14-7	20	2,0	0
BIPHENYL	92-52-4	1,0E+03	100	0
CADMIUM	7440-46-9	1,2E+05	1,2E+04	0
CHLORBENZEN	108-90-7	200	100	38
CHLOROFORM	67-66-3	20	10	25
CHROM	7440-47-3	670	67	0
COBOLT	7440-48-4	2,0E+03	200	0
KOBBER	7440-50-8	1,3E+04	1,3E+03	0
DIBUTYLTINOXID	818-08-6	1,0E+05	1,0E+04	0
DIETHANOLAMIN	111-42-2	0,91	0,45	0
DIETHYLAMINO-ETHANOL	100-37-8	13	1,3	0
DIETHYLEN GLYCOL	111-46-6	0,03	0,02	0

**Anneks 9.2: UMIP97 karakteriseringsfaktorer for økotoksicitetsvurdering for emissioner til vand (Wenzel et al., 1997)**

**EMISSIONER TIL VAND SOM DET FØRSTE MEDIE**

STOF	CAS NO.	EF(ETWC) M <sup>3</sup> /G	EF(ETWA) M <sup>3</sup> /G	EF(ETSC) M <sup>3</sup> /G
DIETHYLEN GLYCOL MONO-N-BUTYL ETHER	112-34-5	0,19	0,19	0
ETHANOL	64-17-5	0,005	0,003	0
ETHYL ACETAT	141-78-6	0,41	0,21	0
ETHYLEN GLYCOL	107-21-1	0,005	0,002	0
ETHYLENDIAMIN TETRAEDDISYRE, EDTA	60-00-4	1,8	0,18	0
ETHYLENDIAMIN, 1,2-ETHAN-DIAMIN	107-15-3	0,87	0,43	0
FORMALDEHYD	50-00-00	120	60	0
HEXAN	110-54-3	150	74	2,5
HYDROGEN CYANID	74-90-8	800	2,0E+03	7,6E+03
HYDROGENSULFID	7783-06-4	0	3,3E+03	0
JERN	7439-89-6	100	10	0
ISOPROPYLBENZEN, CUMEN	98-82-8	2,9	7,1	0,08
BLY	7439-92-1	2,0E+03	200	0
MANGAN	7439-96-5	360	36	0
KVIKSØLV	7439-97-6	4,0E+03	2,0E+03	5,3
METHANOL	67-56-1	0,05	0,03	0
METHYL METHAKRYLAT	80-62-6	0,54	0,27	0
MOLYBDÆN	7439-98-7	2,0E+03	200	0
MONO-ETHANOLAMIN	141-43-5	27	13	0
N-BUTYL ACETAT	123-86-4	2,8	0,56	0
NIKKEL	7440-02-0	667	67	0
NITRILOTRIACETAT	139-13-9	0,15	0,08	0
NITROBENZEN-SULFONSYRE, NATRIUM SALT	127-68-4	0,09	0,04	0,84
PHENOL	108-95-2	44	22	0
PROPYLENGLYCOL, 1,2-PROPANDIOL	57-55-6	0,02	0,01	0
SELEN	7782-49-2	2,0E+04	1,4E+03	0

**Anneks 9.2: UMIP97 karakteriseringsfaktorer for økotoxicitetsvurdering for emissioner til vand (Wenzel et al., 1997)**

<b>EMISSIONER TIL VAND SOM DET FØRSTE MEDIE</b>				
STOF	CAS NO.	EF(ETWC) M <sup>3</sup> /G	EF(ETWA) M <sup>3</sup> /G	EF(ETSC) M <sup>3</sup> /G
NATRIUMBENZOAT	532-32-10	3,2	1,6	0
NATRIUM- HYPOCHLORIT	7681-52-9	267	27	0
STRONTIUM	7440-24-6	1,0E+04	1,0E+03	0
STYREN	100-42-5	0	40	0
SULPHAMINSYRE	5329-14-6	14	7,0	0
TETRACHLOR- ETHYLEN	127-18-4	20	10	1,1
THALLIUM	7440-28-0	3,3E+03	330	0
THORIUM	7440-29-1	1,7E+03	1,7E+03	0
TITAN	7440-32-6	140	14	0
TOLUEN	108-88-3	4,0	10	0,97
TRIETHANOLAMIN	102-71-6	5,6	1,1	0
TRIETHYLAMIN	121-44-8	100	10	0
VANADIUM	7440-62-2	200	20	0
XYLENER, BLANDEDE	1330-20-7	4,0	10	0,40
ZINK	7440-66-6	1,0E+03	100	0

**Anneks 9.3: UMIP97 karakteriseringsfaktorer for økotoksicitetsvurdering for emissioner til jord (Wenzel et al., 1997)**

**EMISSIONER TIL JORD SOM FØRSTE MEDIE**

STOF	CAS NO.	EF(ETWC) M <sup>3</sup> /G	EF(ETWA) M <sup>3</sup> /G	EF(ETSC) M <sup>3</sup> /G
1,2-PROPYLENOXID	75-56-9	0	0	13
1,2-DICHLOROBENZEN	95-50-1	10	0	0,49
1,2-DICHLOROETHAN	107-06-2	0	0	76
1-BUTANOL	71-36-3	0	0	0,11
2,3,7,8-TETRACHLORO-DIBENZO-P-DIOXIN	1746-01-6	0	0	1,5E+04
2,4-DINITROTOLUEN	121-14-2	0	0	235
2-CHLOROTOLUEN	95-49-8	200	0	10
2-ETHYL HEXANOL	104-76-7	0	0	0,16
2-PROPANOL	67-63-0	0	0	0,58
3-CHLOROTOLUEN	108-41-8	200	0	14
4-CHLOROTOLUEN	106-43-4	200	0	12
EDDIKESYRE	64-19-7	0	0	0,99
ACETONE	67-64-1	0	0	4,7E+04
ANIONISK DETERGENT (WORST CASE)	N.A.	0	0	41
ANTHRACEN	120-12-7	0	0	59
ARSEN	7440-38-2	0	0	0,33
ATRAZIN	1912-24-9	0	0	528
BENZEN	71-43-2	4,0	0	3,6
BENZOTRIAZOL	95-14-7	0	0	16
BIPHENYL	92-52-4	0	0	3,5
CADMIUM	7440-46-9	0	0	2,2
CHLOROBENZEN	108-90-7	200	0	38
CHLOROFORM	67-66-3	20	0	25
CHROM	7440-47-3	0	0	0,01
COBOLT	7440-48-4	0	0	11
KOBBER	7440-50-8	0	0	0,02
DIBUTYLTINOXID	818-08-6	0	0	665
DIETHANOLAMIN	111-42-2	0	0	2,2
DIETHYLAMINO-ETHANOL	100-37-8	0	0	28
DIETHYLENGLYCOL	111-46-6	0	0	0,07

**Anneks 9.3: UMIP97 karakteriseringsfaktorer for økotoxicitetsvurdering for emissioner til jord (Wenzel et al., 1997)**

**EMISSIONER TIL JORD SOM FØRSTE MEDIE**

STOF	CAS NO.	EF(ETWC) M <sup>3</sup> /G	EF(ETWA) M <sup>3</sup> /G	EF(ETSC) M <sup>3</sup> /G
DIETHYLENGLYCOL MONO-N-BUTYL ETHER	112-34-5	0	0	0,37
ETHANOL	64-17-5	0	0	0,01
ETHYL ACETAT	141-78-6	0	0	0,73
ETHYLENGLYCOL	107-21-1	0	0	0,01
ETHYLENDIAMINTETRA EDDIKESYRE, EDTA	60-00-4	0	0	4,5
ETHYLENDIAMIN, 1,2-ETHAN-DIAMIN	107-15-3	0	0	2,1
FORMALDEHYD	50-00-00	0	0	254
HEXAN	110-54-3	150	0	2,5
HYDROGENCYANID	74-90-8	800	0	7,6E+03
HYDROGENSULFID	7783-06-4	0	0	0
JERN	7439-89-6	0	0	0,66
ISOPROPYLBENZEN, CUMEN	98-82-8	2,9	0	0,08
BLY	7439-92-1	0	0	0,01
MANGAN	7439-96-5	0	0	2,4
KVIKSØLV	7439-97-6	4,0E+03	0	5,3
METHANOL	67-56-1	0	0	0,12
METHYL METHAKRYLAT	80-62-6	0	0	0,48
MOLYBDÆN	7439-98-7	0	0	4,8
MONO-ETHANOLAMIN	141-43-5	0	0	66
N-BUTYL ACETAT	123-86-4	0	0	1,3
NIKKEL	7440-02-0	0	0	0,07
NITRILOTRIACETAT	139-13-9	0	0	0,38
NITROBENZEN-SULFONSYRE, NATRIUM SALT	127-68-4	0,09	0	0,84
PHENOL	108-95-2	0	0	110
PROPYLEN GLYCOL, 1,2-PROPANDIOL	57-55-6	0	0	0,05
SELEN	7782-49-2	0	0	130

**Anneks 9.3: UMIP97 karakteriseringsfaktorer for økotoxicitetsvurdering for emissioner til jord (Wenzel et al., 1997)**

<b>EMISSIONER TIL JORD SOM FØRSTE MEDIE</b>				
STOF	CAS NO.	EF(ETWC) M <sup>3</sup> /G	EF(ETWA) M <sup>3</sup> /G	EF(ETSC) M <sup>3</sup> /G
NATRIUM BENZOAT	532-32-10	0	0	7,8
NATRIUM HYPOCHLORIT	7681-52-9	0	0	610
STRONTIUM	7440-24-6	0	0	66
STYREN	100-42-5	0	0	0,0
SULPHAMINSYRE	5329-14-6	0	0	35
TETRACHLOR- ETHYLEN	127-18-4	20	0	1,1
THALLIUM	7440-28-0	0	0	22
THORIUM	7440-29-1	0	0	11
TITAN	7440-32-6	0	0	0,91
TOLUEN	108-88-3	4,0	0	0,97
TRIETHANOLAMIN	102-71-6	0	0	14
TRIETHYLAMIN	121-44-8	0	0	80
VANADIUM	7440-62-2	0	0	0,43
XYLENER, BLANDEDE	1330-20-7	4,0	0	0,40
ZINK	7440-66-6	0	0	0,007

## Anneks 9.4: UMIP2003 eksponeringsfaktorer for økotoksicitet i vand og jord

Eksponeringsfaktorerne er beregnet ved hjælp af Ligning 9.3:

$$EEF_{wc} = SF_{emis} \cdot SF_{bio} \cdot SF_{sed}$$

$$EEF_{sc} = SF_{emis} \cdot SF_{bio}$$

De individuelle faktorer i eksponeringsfaktoren diskuteres nedenfor, og på denne baggrund beregnes eksponeringsfaktorerne. Baggrundsinformation for beregningen af de individuelle faktorer kan findes i Tørsløv et al., 2005.

### Emissions komponent, $SF_{emis}$

For emissioner til luft eller emissioner til vand eller jord som kan fordampe, afspejler  $SF_{emis}$  faktoren den andel af den del af emissionen, som efter afsætning vil eksponere vand- eller jord-økosystemer.

I forbindelse med UMIP97, er  $SF_{emis}$  defineret som

$$\begin{aligned} \text{Kronisk akvatisk økotoksicitet:} \quad SF_{emis} &= \frac{\text{andel afsat i vand}}{a} \\ \text{Kronisk terrestrisk økotoksicitet:} \quad SF_{emis} &= \frac{\text{andel afsat på jord}}{1 - a} \quad (9.6) \\ \text{Akut akvatisk økotoksicitet:} \quad SF_{emis} &= 0 \end{aligned}$$

Hvor  $a$  er andelen, som antages at afsættes på land i beregningen af den ikke-stedafhængige UMIP97 økotoksicitetsfaktor.

$SF_{emis}$  beregnes, baseret på andele afsat i vand og på jord, naturlige områder for de fire europæiske regioner, idet en global forudindstillet værdi på 0.2 for  $a$  er anvendt i UMIP97 karakteriseringsfaktorerne i Anneks 9.1 - 9.3.

TABEL 9.6.  
 $SF_{emis}$  FOR EMISSIONER  
FOREKOMMENDE I  
FORSKELLIGE  
REGIONER AF EUROPA.

REGION	AKVATISK ØKOTOKSICITET	TERRESTRISK ØKOTOKSICITET
NORDISKE LANDE	1,5	0,5
VESTLIGE LANDE	1	0,25
ØSTLIGE LANDE	2	0,25
SYDLIGE LANDE	2	0,25

### Bionedbrydnings- og transformationskomponent, $SF_{bio}$

$SF_{bio}$  faktoren afspejler variationen af bionedbrydeligheden med den gennemsnitlige temperatur i regionen, hvor stoffets skæbne finder sted. Den er relevant for såvel akvatiske som terrestriske systemer. Den årlige gennemsnitstemperatur i Europa varierer omkring 10°C, mellem den nordlige region og den sydlige region med de vestlige og østlige regioner ind imellem.



Under antagelse af, at den ikke-stedafhængige skæbnemodellering (i UMIP97 eller anden LCIA metode) svarer til en gennemsnitlig middeleuropæisk situation, er SF<sub>bio</sub> faktoren bestemt som:

Sydlig lande: SF<sub>bio</sub> = 0,7  
 Nordiske lande: SF<sub>bio</sub> = 1,3  
 Øst- og Vesteuropæiske lande: SF<sub>bio</sub> = 1

*Sorptions- og bundfældningskomponenten, SF<sub>sed</sub>*

SF<sub>sed</sub> faktoren må afspejle den stedlige variation i den relativt vigtige bundfældning eller sedimentation som en fjernelsesproces for stoffer, der adsorberer til partikulært materiale i forskellige akvatiske systemer. SF<sub>sed</sub> faktoren er kun relevant for stoffer som emitteres til eller som ender i de vandige dele af miljøet

I UMIP97, er der ingen overvejelser om fjernelse på grund af sedimentation. Dette svarer til at operere med en faktor med værdien 1 (ligesom om intet potentiale for bionedbrydning er repræsenteret med en BIO faktor værdi på 1)

Fjernelsen ved sedimentation afhænger af:

- 1) Den endelige sedimentationshastighed for suspenderet materiale i forskellige akvatiske systemer.
- 2) Placeringen af emissionspunktet i den hydrogeologiske cyklus.
- 3) Bionedbrydeligheden og således hvor lang tid stoffet kan forventes at være til stede i miljøet.
- 4) Stoffets måde at blive optaget på.

Disse parametre er repræsenteret i værdierne for SF<sub>sed</sub> for organiske stoffer præsenteret i Tabel 9.7 og for metaller i Tabel 9.8.

LOG K <sub>OW</sub>	FLOD-SØ- FLODMUNDING-HAV			FLODMUNDING-HAV			HAV		
	HURTIG	INHERENT	I.B.	HURTIG	INHERENT	I.B.	HURTIG	INHERENT	I.B.
-3	0,30	0,60	0,99	0,79	0,91	1,00	1,00	1,00	1,00
-2	0,30	0,60	0,99	0,79	0,91	1,00	1,00	1,00	1,00
-1	0,30	0,60	0,99	0,79	0,91	1,00	1,00	1,00	1,00
0	0,30	0,60	0,99	0,79	0,91	1,00	1,00	1,00	1,00
1	0,30	0,60	0,99	0,79	0,91	1,00	1,00	1,00	1,00
2	0,30	0,60	0,99	0,79	0,91	1,00	1,00	1,00	1,00
3	0,30	0,60	0,99	0,79	0,91	1,00	1,00	1,00	1,00
4	0,30	0,59	0,98	0,79	0,90	1,00	1,00	1,00	1,00
5	0,26	0,52	0,86	0,79	0,90	0,99	1,00	1,00	1,00
6	0,07	0,14	0,24	0,72	0,82	0,90	0,98	0,98	0,98

TABEL 9.7.  
 SF<sub>SED</sub>  
 REPRÆSENTERENDE  
 FJERNELSE VED  
 KOMBINERET EFFEKT AF  
 SEDIMENTATION OG  
 BIONEDBRYDNING AF  
 HURTIGT  
 BIONEDBRYDELIGE,  
 INHERENT  
 BIONEDBRYDELIGE OG  
 IKKE BIONEDBRYDELIGE  
 ORGANISKE STOFFER  
 MED FORSKELLIG  
 LIPOPHILICITET FOR DE  
 TRE EMISSIONS-  
 SCENARIER: EMISSION  
 TIL FLOD OG DERFRA  
 GENNEM SØ TIL  
 FLODMUNDING OG  
 HAV, EMISSION  
 GENNEM  
 FLODMUNDING TIL HAV  
 OG ENDELIG EMISSION  
 DIREKTE TIL HAV.

I.B.: Ikke bionedbrydelig

TABEL 9.8.  
SFSED  
REPRÆSENTERENDE  
FJERNELSE Gennem  
DEPOSITION FOR  
FORSKELLIGE METALLER  
I DE TRE EMISSIONS-  
SCENARIER: EMISSION  
TIL FLOD OG DERFRA  
Gennem SØ TIL  
FLODMUNDING OG  
HAV, EMISSION  
Gennem  
FLODMUNDING TIL HAV  
OG EMISSION DIREKTE  
TIL HAV.

METAL	$K_d \text{ m}^3/\text{KG}$	FLOD-SØ-FLOD- MUNDING-HAV	FLODMUNDING- HAV	HAV
As	10	0,73	0,98	0,99
Cd	50	0,21	0,86	0,92
Co	50	0,21	0,86	0,92
Cr(III)	126	0,02	0,67	0,79
Cu	50	0,21	0,86	0,92
Hg	200	0,00	0,52	0,69
Ni	40	0,28	0,89	0,94
Pb	398	0,00	0,27	0,47
Se	16	0,61	0,96	0,98
Sn	398	0,00	0,27	0,47
Zn	126	0,02	0,67	0,79

#### Økotoksicitets-eksponeringsfaktorer, EEF

Baseret på SF-værdierne vist ovenfor, er de akvatiske økotoksicitets-eksponeringsfaktorer beregnet og opstillet i Tabel 9.9. for organiske stoffer og i Tabel 9.10 for metaller, og de terrestriske økotoksicitets-eksponeringsfaktorer er vist i Tabel 9.11

NORDEUROPA									
LOG K <sub>ow</sub>	FLOD-SØ- FLODMUNDING-HAV			FLODMUNDING-HAV			HAV		
	LET BRYDELIG	NED- BRYDELIG	IKKE BRYDELIG	LET BRYDELIG	NED- BRYDELIG	IKKE BRYDELIG	LET BRYDELIG	NED- BRYDELIG	IKKE BRYDELIG
-3	0,59	1,17	1,94	1,55	1,77	1,95	1,95	1,95	1,95
-2	0,59	1,17	1,94	1,55	1,77	1,95	1,95	1,95	1,95
-1	0,59	1,17	1,94	1,55	1,77	1,95	1,95	1,95	1,95
0	0,59	1,17	1,94	1,55	1,77	1,95	1,95	1,95	1,95
1	0,59	1,17	1,94	1,55	1,77	1,95	1,95	1,95	1,95
2	0,59	1,17	1,94	1,55	1,77	1,95	1,95	1,95	1,95
3	0,59	1,16	1,93	1,55	1,77	1,95	1,95	1,95	1,95
4	0,58	1,15	1,91	1,55	1,76	1,95	1,95	1,95	1,95
5	0,51	1,01	1,68	1,53	1,75	1,93	1,95	1,95	1,95
6	0,14	0,28	0,47	1,40	1,60	1,76	1,91	1,91	1,91

VESTEUROPA									
LOG K <sub>ow</sub>	FLOD-SØ- FLODMUNDING-HAV			FLODMUNDING-HAV			HAV		
	LET BRYDELIG	NED- BRYDELIG	IKKE BRYDELIG	LET BRYDELIG	NED- BRYDELIG	IKKE BRYDELIG	LET BRYDELIG	NED- BRYDELIG	IKKE BRYDELIG
-3	0,30	0,60	0,99	0,79	0,91	1,00	1,00	1,00	1,00
-2	0,30	0,60	0,99	0,79	0,91	1,00	1,00	1,00	1,00
-1	0,30	0,60	0,99	0,79	0,91	1,00	1,00	1,00	1,00
0	0,30	0,60	0,99	0,79	0,91	1,00	1,00	1,00	1,00
1	0,30	0,60	0,99	0,79	0,91	1,00	1,00	1,00	1,00
2	0,30	0,60	0,99	0,79	0,91	1,00	1,00	1,00	1,00
3	0,30	0,60	0,99	0,79	0,91	1,00	1,00	1,00	1,00
4	0,30	0,59	0,98	0,79	0,90	1,00	1,00	1,00	1,00
5	0,26	0,52	0,86	0,79	0,90	0,99	1,00	1,00	1,00
6	0,07	0,14	0,24	0,72	0,82	0,90	0,98	0,98	0,98

TABEL 9.9.  
STEDAFHÆNGIGE  
EKSPONERINGS-  
FAKTORER FOR KRONISK  
AKVATISK  
ØKOTOKSICITET  
(EEF<sub>wc</sub>) FOR  
ORGANISKE STOFFER  
AFHÆNGIGT AF  
REGIONEN FOR  
EMISSIONEN,  
LIPOPHILICITET, BIO-  
NEDBRYDELIGHED  
(LETNEDBRYDELIGE,  
INHERENT  
NEDBRYDELIGE OG IKKE  
NEDBRYDELIGE) OG  
EMISSIONSSTEDET I DEN  
HYDROLOGISKE KÆDE  
(TIL FLOD,  
FLODMUNDING ELLER  
HAV)

### ØSTEUROPA

LOG K <sub>OW</sub>	FLOD-SØ- FLODMUNDING-HAV			FLODMUNDING-HAV			HAV		
	INHERENT		IKKE	INHERENT		IKKE	INHERENT		IKKE
	LET BRYDELIG	NED- BRYDELIG	NED- BRYDELIG	LET BRYDELIG	NED- BRYDELIG	NED- BRYDELIG	LET BRYDELIG	NED- BRYDELIG	NED- BRYDELIG
-3	0,60	1,20	1,99	1,59	1,81	2,00	2,00	2,00	2,00
-2	0,60	1,20	1,99	1,59	1,81	2,00	2,00	2,00	2,00
-1	0,60	1,20	1,99	1,59	1,81	2,00	2,00	2,00	2,00
0	0,60	1,20	1,99	1,59	1,81	2,00	2,00	2,00	2,00
1	0,60	1,20	1,99	1,59	1,81	2,00	2,00	2,00	2,00
2	0,60	1,19	1,99	1,59	1,81	2,00	2,00	2,00	2,00
3	0,60	1,19	1,98	1,59	1,81	2,00	2,00	2,00	2,00
4	0,59	1,18	1,96	1,59	1,81	2,00	2,00	2,00	2,00
5	0,52	1,04	1,72	1,57	1,79	1,98	2,00	2,00	2,00
6	0,15	0,29	0,48	1,43	1,64	1,80	1,96	1,96	1,96

### SYDEUROPA

LOG K <sub>OW</sub>	FLOD-SØ- FLODMUNDING-HAV			FLODMUNDING-HAV			HAV		
	INHERENT		IKKE	INHERENT		IKKE	INHERENT		IKKE
	LET BRYDELIG	NED- BRYDELIG	NED- BRYDELIG	LET BRYDELIG	NED- BRYDELIG	NED- BRYDELIG	LET BRYDELIG	NED- BRYDELIG	NED- BRYDELIG
-3	0,42	0,84	1,39	1,11	1,27	1,40	1,40	1,40	1,40
-2	0,42	0,84	1,39	1,11	1,27	1,40	1,40	1,40	1,40
-1	0,42	0,84	1,39	1,11	1,27	1,40	1,40	1,40	1,40
0	0,42	0,84	1,39	1,11	1,27	1,40	1,40	1,40	1,40
1	0,42	0,84	1,39	1,11	1,27	1,40	1,40	1,40	1,40
2	0,42	0,84	1,39	1,11	1,27	1,40	1,40	1,40	1,40
3	0,42	0,84	1,39	1,11	1,27	1,40	1,40	1,40	1,40
4	0,42	0,82	1,37	1,11	1,27	1,40	1,40	1,40	1,40
5	0,37	0,73	1,21	1,10	1,26	1,38	1,40	1,40	1,40
6	0,10	0,20	0,34	1,00	1,15	1,26	1,37	1,37	1,37

NORDEUROPA			
METAL	FLOD-SØ-FLODMUNDING-HAV	FLODMUNDING-HAV	HAV
As	1,43	1,91	1,93
Cd	0,40	1,67	1,79
Co	0,40	1,67	1,79
Cr(III)	0,036	1,30	1,55
Cu	0,40	1,67	1,79
Hg	0,0035	1,02	1,34
Ni	0,56	1,73	1,82
Pb	6,30E-06	0,53	0,92
Se	1,19	1,87	1,91
Sn	6,30E-06	0,53	0,92
Zn	0,04	1,30	1,55

VESTEUROPA			
METAL	FLOD-SØ-FLODMUNDING-HAV	FLODMUNDING-HAV	HAV
As	0,73	0,98	0,99
Cd	0,21	0,86	0,92
Co	0,21	0,86	0,92
Cr(III)	0,018	0,67	0,79
Cu	0,21	0,86	0,92
Hg	0,0018	0,52	0,69
Ni	0,28	0,89	0,94
Pb	3,23E-06	0,27	0,47
Se	0,61	0,96	0,98
Sn	3,23E-06	0,27	0,47
Zn	0,02	0,67	0,79

TABEL 9.10.  
STEDAFHÆNGIGE  
EKSPONERINGS-  
FAKTORER FOR KRONISK  
AKVATISK  
ØKOTOKSICITET  
(EEFwc) FOR  
ENKELTMETALLER  
AFHÆNGIG AF  
REGIONEN HVOR  
EMISSIONEN FINDER  
STED OG  
EMISSIONSSTEDET I DEN  
HYDROLOGISKE KÆDE  
(TIL FLOD,  
FLODMUNDING ELLER  
HAV)

ØSTEUROPA			
METAL	FLOD-SØ-FLODMUNDING-HAV	FLODMUNDING-HAV	HAV
As	1,47	1,95	1,98
Cd	0,41	1,71	1,83
Co	0,41	1,71	1,83
Cr(III)	0,037	1,34	1,59
Cu	0,41	1,71	1,83
Hg	0,0036	1,05	1,38
Ni	0,57	1,77	1,87
Pb	6,46E-06	0,55	0,94
Se	1,22	1,92	1,96
Sn	6,46E-06	0,55	0,94
Zn	0,04	1,34	1,59

SYDEUROPA			
METAL	FLOD-SØ-FLODMUNDING-HAV	FLODMUNDING-HAV	HAV
As	1,03	1,37	1,39
Cd	0,29	1,20	1,28
Co	0,29	1,20	1,28
Cr(III)	0,026	0,93	1,11
Cu	0,29	1,20	1,28
Hg	0,0025	0,73	0,96
Ni	0,40	1,24	1,31
Pb	4,52E-06	0,38	0,66
Se	0,85	1,34	1,37
Sn	4,52E-06	0,38	0,66
Zn	0,03	0,93	1,11

For emissioner af organiske stoffer eller metaller til luft, antages det, at den del, der ender i vandmiljøet, hovedsageligt vil ende i havet og  $EEF_{wc}$  for havet er derfor valgt for luftbårne emissioner.

TABEL 9.11.  
STEDAFHÆNGIGE  
EKSPONERINGS-  
FAKTORER FOR  
TERRRESTRISK  
ØKOTOKSICITET ( $EEF_{sc}$ )  
AF ORGANISKE STOFFER  
OG METALLER  
AFHÆNGIGT AF  
REGIONEN HVOR  
EMISSIONEN FINDER  
STED.

REGION	$EEF_{sc}$
NORDISKE LANDE	0,65
VESTLIGE LANDE	0,25
ØSTLIGE LANDE	0,25
SYDLIGE LANDE	0,175

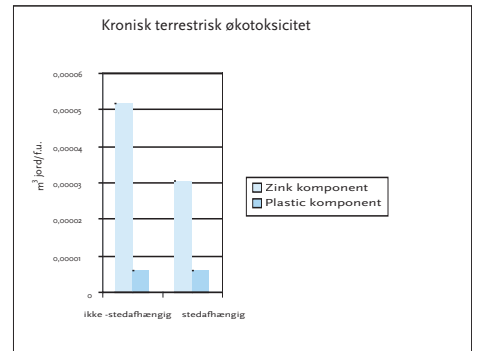
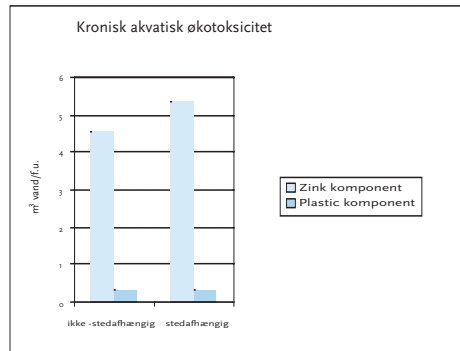
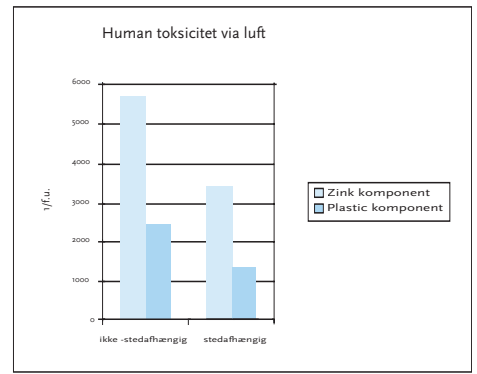
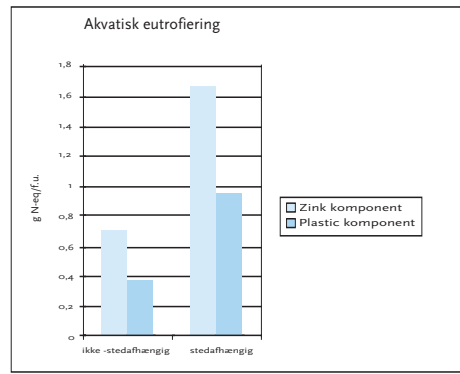
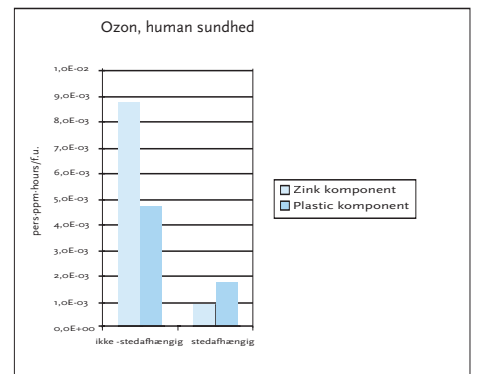
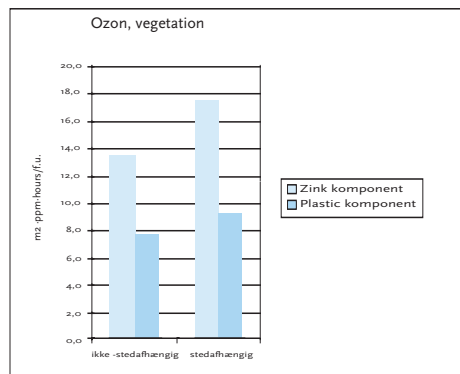
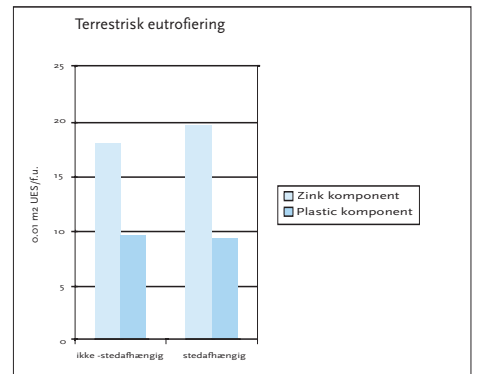
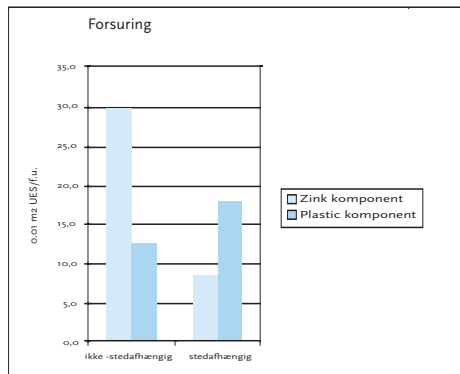
# 10. Eksempel på anvendelse af stedafhængig påvirkningsvurdering

Eksempler i kapitlerne 4-9 har demonstreret anvendelsen af UMIP2003 ikke-stedafhængige og stedafhængige karakteriseringsfaktorer på det samme gennemgående eksempel. Eksemplet, som er introduceret i afsnit 1.6 vedrører en LCA-baseret sammenligning ved brug af zink henholdsvis plastic (polyethylen) som materiale for fremstilling af støtteblokken (et strukturelement) i en kontorstol.

Figur 10.1 opsummerer forskellene mellem de ikke-stedafhængige og de stedafhængige påvirkninger for de forskellige påvirkningskategorier:

Som det kan ses i Figur 10.1, påvirker medtagelsen af stedlig differentiering ud fra det land hvor emissionen sker, størrelsen af påvirkningspotentialet i større eller mindre omfang for alle påvirkningskategorier. I nogle tilfælde er de stedafhængige påvirkninger højere end de ikke-stedafhængige, og i nogle tilfælde er de mindre, men zink-komponentens dominans over plastic-komponenten er forholdsvis stabil. I nogle tilfælde forstærkes den en smule (human toksicitet via luft) og i nogle tilfælde er den lidt svagere (akvatisk eutrofiering), men for to af påvirkningskategorierne vender stedafhængig karakterisering op og ned på dominansen. Dette er tilfældet for kategorierne forsuring og ozonpåvirkning på human sundhed, hvor eliminationen af dele af den stedlige variation i spredningsmønstrene og i følsomheden af det eksponerede miljø betyder at påvirkningen fra plastic-komponenten bliver større end påvirkningen fra zink-komponenten. Som det er vist i ozon eksemplet i afsnit 7.9, omfatter ozon-påvirkningen på human sundhed fra plastic-komponenten stadig et betragteligt potentiale for stedlig variation, og der kan derfor ikke drages nogen konklusioner for denne påvirkningskategori uden at udvide den stedafhængige karakterisering til at omfatte flere nøgleprocesser.

**FIGUR 10.1**  
**IKKE-STEDAFHÆNGIGE**  
**OG STEDAFHÆNGIGE**  
**PÅVIRKNINGS-**  
**POTENTIALER FOR**  
**FORSURING,**  
**TERRESTRISK**  
**EUTROFIERING,**  
**FOTOKEMISK**  
**OZONPÅVIRKNING PÅ**  
**VEGETATION OG**  
**HUMAN SUNDHED,**  
**AKVATISK**  
**EUTROFIERING, HUMAN**  
**TOKSICITET Gennem**  
**LUFT EKSPONERING OG**  
**KRONISK**  
**ØKOTOKSICITET I VAND**  
**OG JORD FRA DE TO**  
**PRODUKTSYSTEMER. FOR**  
**DE STEDAFHÆNGIGE**  
**PÅVIRKNINGER, ER DE**  
**STEDAFHÆNGIGE**  
**KARAKTERISERINGS-**  
**FAKTORER KUN**  
**ANVENDT FOR**  
**NØGLEPROCESSERNE,**  
**SOM DET ER BESKREVET**  
**I DE RESPEKTIVE**  
**KAPITLER.**





## 10.1 NORMALISERING

For at undersøge de ovenstående resultater nærmere, normaliseres de stedafhængige påvirkninger, i Tabel 10.1 under brug af relevante stedafhængige UMIP2003 normaliserings-referencer for de forskellige påvirkningskategorier (stedafhængige normaliserings-referencer er ikke tilgængelige for økotoksicitets-kategorierne).

PÅVIRKNINGS- KATEGORI	STEDAFHÆNGIG PÅVIRKNING		STEDAFHÆNGIG NORMALISERINGSREFERENCEN	NORMALISERET STEDAFHÆNGIG PÅVIRKNING	
	ZINK KOMPONENT	PLASTIC KOMPONENT		ZINK KOMPONENT	PLASTIC KOMPONENT
<b>FORSURING</b>	0,088 m <sup>2</sup>	0,189 m <sup>2</sup>	2,2·10 <sup>3</sup> m <sup>2</sup> /PERSON/ÅR	0,040 MPE	0,086 MPE
<b>TERRESTRISK EUTROFIERING</b>	0,195 m <sup>2</sup>	0,092 m <sup>2</sup>	2,1·10 <sup>3</sup> m <sup>2</sup> /PERSON/ÅR	0,093 MPE	0,044 MPE
<b>ÅKVATISK EUTROFIERING</b>	0,50 G N-ÆKV.	0,35 G N-ÆKV.	12·10 <sup>3</sup> G N-ÆKV/PERSON/ÅR	0,042 MPE	0,029 MPE
<b>FOTOKEMISK OZON PÅVIRKNING PÅ VEGETATION</b>	17,6 m <sup>2</sup> ·PPM·TIMER	10,9 m <sup>2</sup> PPM·TIMER	1,4·10 <sup>5</sup> m <sup>2</sup> ·PPM·TIMER/ PERSON/ÅR	0,13 MPE	0,08 MPE
<b>FOTOKEMISK OZON PÅVIRKNING PÅ MENNESKER</b>	8,8·10 <sup>-4</sup> PERS·PPM·TIMER	2,9·10 <sup>-3</sup> PERS·PPM·TIMER	10 PERS·PPM·TIMER/ PERSON/ÅR	0,088 MPE	0,29 MPE
<b>HUMAN TOKSICITET</b>	3,4·10 <sup>3</sup>	1,3·10 <sup>3</sup>	1,7·10 <sup>8</sup> /PERSON/ÅR	0,020 MPE	0,008 MPE

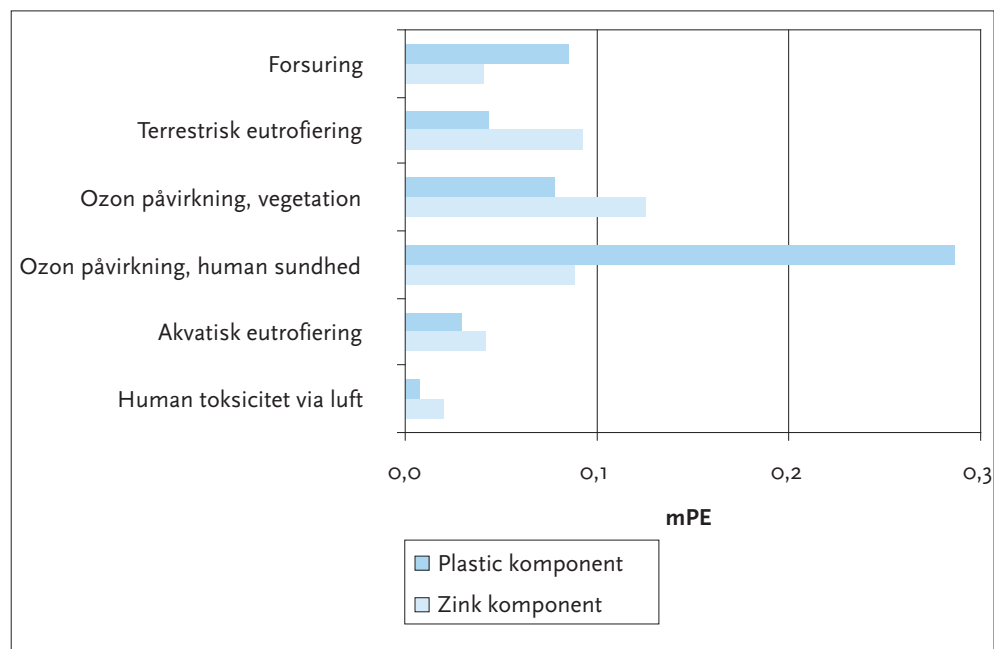
TABEL 10.1.  
NORMALISEREDE  
STEDAFHÆNGIGE  
PÅVIRKNINGER FOR  
ZINK- OG PLASTIC-  
KOMPONENTEN

Den normaliserede stedafhængige påvirkningsprofil er vist i Figur 10.2. Det fremgår klart af figuren, at sammenlignet med baggrundspåvirkningen fra samfundet, har de forskellige påvirkningspotentialer stort set den samme størrelse på tværs af kategorierne, med undtagelse af ozonpåvirkningen på mennesker fra plastic-komponenten, som er omkring to gange størrelsen af de andre normaliserede påvirkninger, og den human-toksiske påvirkning via luft, som er mindre end de øvrige.

## 10.2 FORTOLKNING

Den potentielle stedafhængige variation i karakteriseringen er stor for mange af påvirkningskategorierne, hvilket ses ud fra standardafvigelsen på de ikke-stedafhængige karakteriseringsfaktorer gennem hele eksemplet. I eksemplet vurderes de stedligt bestemte forskelle i følsomhed at være relevante for de beslutninger, der skal baseres på resultaterne af LCA'en. Derfor må den stedafhængige variation betragtes som en usikkerhed på konklusionen. Denne usikkerhed er så stor, at det ikke muligt at konkludere dominansen for en af de to støtteblokke med hensyn til nogen af de undersøgte påvirkningskategorier, ud fra den ikke-stedafhængige påvirkningsvurdering.

FIGUR 10.2  
 NORMALISEREDE  
 PÅVIRKNINGS-  
 POTENTIALER FOR DE TO  
 PRODUKTSYSTEMER.  
 STØRSTEDELEN AF DEN  
 STEDLIGE VARIATION I  
 SPREDNING OG  
 EKSPONERING ER  
 BLEVET UDELUKKET FRA  
 PÅVIRKNINGERNE MED  
 UNDTAGELSE AF  
 OZONPÅVIRKNINGEN PÅ  
 MENNESKER.



En stedafhængig karakterisering fjerner den største del af denne usikkerhed for alle påvirkningskategorier med undtagelse af fotokemisk ozonpåvirkning på human sundhed for plastic komponenten. Sammenlignet med den ikke-stedafhængige karakterisering, vendes dominansen for to af påvirkningerne - forsuring og ozon påvirkning på humansundhed.

De normaliserede stedafhængige påvirkningspotentialer i Figur 10.2 viser en afvejning hvor zink-komponenten er bedre hvad angår forsuring og ozonpåvirkning på human sundhed mens plastic komponenten har den laveste påvirkning i de øvrige kategorier. En vægtning er nødvendig for at kunne afgøre hvilket alternative der er at foretrække ud fra et miljøperspektiv. Hvis ozonpåvirkningen på human sundhed viser sig at være afgørende skal der udføres en stedafhængig karakterisering for flere af nøgleprocesserne i plastic komponentens produktsystem.

Vægtningen er ikke omfattet af denne vejledning, men det bør nævnes, at for at man kan anvende de forud fastsatte UMIP97-vægtningsfaktorer (som er baseret på politiske reduktionsmål), skal de to underkategorier for påvirkningspotentialerne for fotokemisk ozon-dannelse aggregeres til et påvirkningspotentiale for fotokemisk ozondannelse. I følge UMIP97 metoden gøres dette ved at tage gennemsnittet af det normaliserede påvirkningspotentiale for underkategorierne. Det samme gør sig gældende for underkategorierne for eutrofiering.

# 11. Referencer

Albritton, D.L. and Meira Filho, L.G. (eds.): Climate Change 2001: The scientific basis. ISBN: 0521014956, Earthprint Ltd. U.K., 2001.

Alcamo, J., R. Shaw and L. Hordijk (eds.). The RAINS model of acidification. Science and strategies in Europe. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands, 1990.

Beusen, A: User manual of CARMEN1 (Draft). National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), Bilthoven, the Netherlands, not published.

Christensen, FM.: Human toxicity. Chapter 9 in Stranddorf, H., Hoffmann, L. and Schmidt, A.: Update of selected impact categories, normalisation and weighting in LCA. Environmental project no. 995, the Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, 2005.

Danish EPA: List of undesirable substances. Environmental Review no. 15, Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, 2000a.

Danish EPA: The effect list. Environmental Review no. 6 (in Danish), Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, 2000b.

Hauschild, M. (ed.): Background of the environmental assessment of products (in Danish), 670 pp. ISBN 87-7810-543-9, Ministry of Environment and Energy and Confederation of Danish Industries, Copenhagen, 1996.

Hauschild, M. and Wenzel, H.: Acidification as a criterion in the environmental assessment of products. In Hauschild, M.Z. and Wenzel, H.: Environmental assessment of products. Vol. 2 - Scientific background, 565 pp. Chapman & Hall, United Kingdom, ISBN 0412 80810 2, Kluwer Academic Publishers, Hingham, MA. USA., 1998c.

Hauschild, M. and Wenzel, H.: Global warming as a criterion in the environmental assessment of products. In Hauschild, M.Z. and Wenzel, H.: Environmental assessment of products. Vol. 2 - Scientific background, 565 pp. Chapman & Hall, United Kingdom, ISBN 0412 80810 2, Kluwer Academic Publishers, Hingham, MA. USA., 1998b.

Hauschild, M. and Wenzel, H.: Nutrient enrichment as a criterion in the environmental assessment of products. In Hauschild, M.Z. and Wenzel, H.: Environmental assessment of products. Vol. 2 - Scientific background, 565 pp. Chapman & Hall, United Kingdom, ISBN 0412 80810 2, Kluwer Academic Publishers, Hingham, MA. USA., 1998d.

Hauschild, M. and Wenzel, H.: Photochemical ozone formation as criterion in environmental assessment of products. Chapter 3 of Hauschild, M. and Wenzel, H.: Environmental assessment of products. Vol. 2 - Scientific background, Chapman & Hall, United Kingdom, Kluwer Academic Publishers, ISBN 0412 80810 2, Hingham, MA., USA., 1998e.

Hauschild, M., Bastrup-Birk, A., Hertel, O., Schöpp, W., and Potting, J.: Photochemical ozone formation. Chapter 6 in Potting, J. and Hauschild, M. (eds.): Background for spatial differentiation in life - cycle impact assessment – the EDIP2003 methodology. Environmental Project no. 996. Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, 2005.

Hauschild, M., Olsen, S.I. and Wenzel, H.: Human toxicity as criterion the environmental assessment of products. In Hauschild, M.Z. and Wenzel, H.: Environmental assessment of products. Vol. 2 - Scientific background, 565 pp. Chapman & Hall, United Kingdom, ISBN 0412 80810 2, Kluwer Academic Publishers, Hingham, MA. USA., 1998f.

Hauschild, M., Wenzel, H., Damborg, A. and Tørsløv, J.: Ecotoxicity as criterion in environmental assessment of products. Chapter 6 of Hauschild, M. and Wenzel, H.: Environmental assessment of products. Vol. 2 - Scientific background, Chapman & Hall, United Kingdom, 1998g, Kluwer Academic Publishers, Hingham, MA. USA. ISBN 0412 80810 2

Hauschild, M.Z. and Wenzel, H.: Environmental assessment of products. Vol. 2 - Scientific background, 565 pp. Chapman & Hall, United Kingdom, ISBN 0412 80810 2, Kluwer Academic Publishers, Hingham, MA. USA., 1998a.

Heijungs, R., J. Guinée, g. Huppes, R.M. Lankreijer, H.A. Udo de Haes, A. Wegener Sleeswijk, A.M.M. Ansems, P.G. Eggels, R. Van Duin en H.P. de Goede. Environmental life cycle assessment of products. Guide and background (ISBN 90-5191-064-9). Centre of Environmental Science of Leiden University, Leiden, the Netherlands, 1992

ISO 14042: Environmental management – Life cycle assessment - Life cycle impact assessment. International Organisation for Standardisation, 1999.

Krewitt, W., P. Mayerhofer, R. Friedrich, A. Trukenmüller, T. Heck, A. Greßmann, F. Raptis, F. Kaspar, J. Sachau, K. Rennings, J. Diekmann, B. Praetorius. ExternE – Externalities of energy. National implementation in Germany (EUR 18271). Directorate-General XII for Science, Research and Development of the European Commission, 1997.

Kristensen, P. and H. O. Hansen: European rivers and lakes. Assessment of their environmental state. EEA environmental monographs 1, European Environmental Agency, Copenhagen, 1994.

Larsen, J.: Nutrient enrichment. Chapter 8 in Stranddorf, H., Hoffmann, L. and Schmidt, A.: Update of selected impact categories, normalisation and weighting in LCA. Environmental project no. 995, the Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, 2005.

Lindfors, L-G, K. Christiansen, L. Hoffman, Y. Virtanen, V. Juntilla, O-J. Hanssen, A. Rønning, T. Ekvall and G. Finnveden.: Nordic Guidelines on life cycle assessment (Nord 1995; 20). Nordic Council of Ministers, Copenhagen, 1995.

Montzka, S.A., Frazer, P.J. and coauthors: Controlled substances and other source gases. Chapter 1 in: Ajavon, A.N., Albritton, D.L., Mégie, G., and Watson, R.T. (eds.): Scientific assessment of ozone depletion : 2002. World Meteorological Organisation Global Ozone Research and Monitoring Project – report no. 47, WMO Geneva, 2002.

Potting, J. and Hauschild, M. (eds.): Background for spatial differentiation in life-cycle impact assessment – the EDIP2003 methodology. Environmental project no. 996, Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, 2005.

Potting, J., Beusen, A., Øllgaard, H., Hansen, O.C., de Haan, B. and Hauschild, M.: Aquatic eutrophication. Chapter 5 in Potting, J. and Hauschild, M. (eds.): Background for spatial differentiation in life cycle impact assessment – the EDIP2003 methodology. Environmental project no. 996, Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, 2005a.

Potting, J., Trukenmüller, A., Christensen, F.M., van Jaarsveld, H., Olsen, S.I. and Hauschild, M.: Human toxicity. Chapter 7 in Potting, J. and Hauschild, M. (eds.): Background for spatial differentiation in life cycle impact assessment – the EDIP2003 methodology. Environmental project no. 996, Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, 2005b.

Stranddorf, H., Hoffmann, L. and Schmidt, A.: Impact categories, normalisation and weighting in LCA. Environmental News no. 78 from the Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, 2005.

Tobler, W., U. Deichmann, J. Gottsegen and K. Maloy. The Global Demography Project (Technical Report TR-95-6 [online]). Santa Barbara (United States of America), dept. of Geography, University of California of the National Centre for Geographic Information and Analysis, 1995 [cited 11 August 1999]. Available from Internet <http://www.ciesin.org/datasets/gpw/globldem.doc.html>.

Tørsløv, J., Hauschild, M., Rasmussen, D. and Potting, J.: Ecotoxicity. Chapter 8 in Potting, J. and Hauschild, M. (eds.): Background for spatial differentiation in life-cycle impact assessment – the EDIP2003 methodology. Environmental project no. 996, Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, 2005.

Udo de Haes, H.A., Joliet, O., Finnveden, G., Hauschild, M., Krewitt, W. and Müller-Wenk, R.: Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 4(2), 1-15, 1999

Wenzel, H., Hauschild M.Z. and Alting, L.: Environmental assessment of products. Vol. 1 - Methodology, tools, techniques and case studies, 544 pp. Chapman & Hall, United Kingdom, ISBN 0 412 80800 5, Kluwer Academic Publishers, Hingham, MA. USA., 1997.

Wenzel, H., Hauschild M.Z. and Alting, L.: Environmental assessment of products. Vol. 1 - Methodology, tools, techniques and case studies, 544 pp. Chapman & Hall, United Kingdom, ISBN 0 412 80800 5, Kluwer Academic Publishers, Hingham, MA. USA., 1997.

Wenzel, H., Hauschild, M. and Rasmussen, E.: Environmental assessment of products (in Danish), 335 pp. ISBN 87-7810-542-0, Ministry of Environment and Energy and Confederation of Danish Industries, Copenhagen, 1996.

