

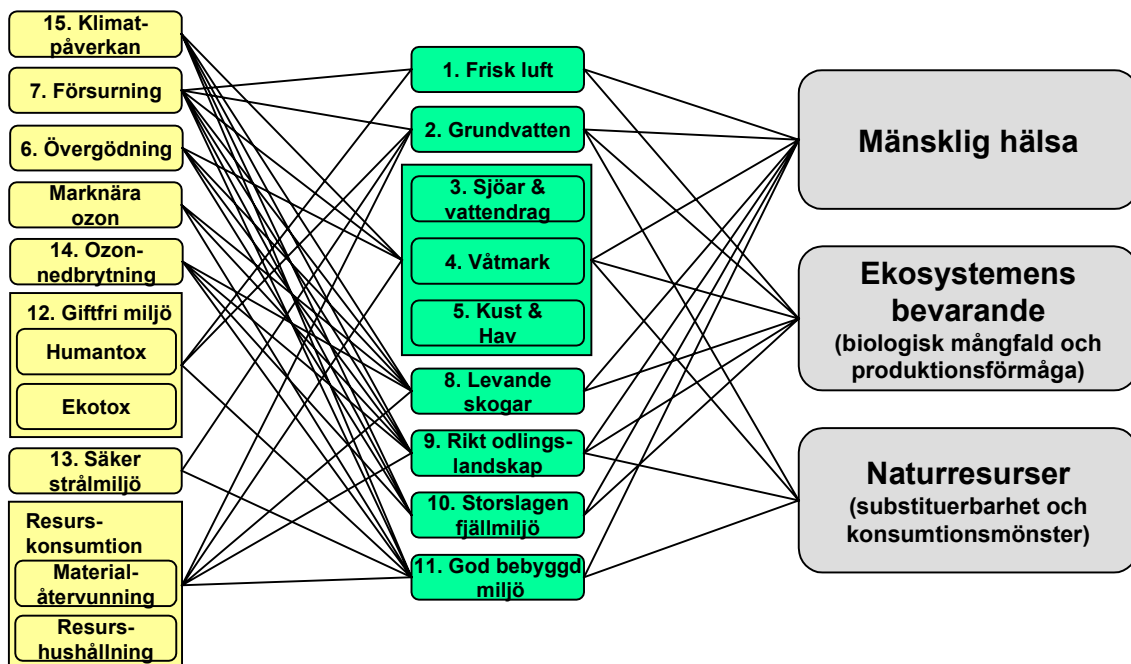


rapport

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

Miljöbedömningsmetod baserad på de svenska miljö kvalitetsmålen - visionen om det framtida hållbara folkhemmet

Version 2002



Martin Erlandsson

B 1509

December 2002

Reviderad juni 2003



Organisation/Organization IVL Svenska Miljöinstitutet AB IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd.	RAPPORTSAMMANFATTNING Report Summary
Adress/address Box 21060 100 31 Stockholm	Anslagsgivare för projektet/ Project sponsor Naturvårdsverket, SBUF, Formas, Sv Träskyddsföreningen och Industrins Byggmaterialgrupp.
Telefonnr/Telephone 08-587 563 00	
Rapportförfattare/author Martin Erlandsson	
Rapportens titel och undertitel/Title and subtitle of the report Miljöbedömningsmetod baserad på de svenska miljökvalitetsmålen – visionen om det framtida hållbara folkhemmet	
Sammanfattning/Summary <p>Föreliggande rapport utgör en uppdatering och ersätter därmed IVL rapport 1385. Uppdateringen omfattar framförallt en vidareutveckling av bedömningsmetoden så att den på ett mer omfattande sätt inkluderar normalisering av human- och ekotoxikologi.</p> <p>Miljöbedömningsmetoden utgår från en tolkning av de svenska miljökvalitetsmålen. Metoden är uppdelad i två steg. Först en bedömning av emissioners bidrag till olika miljöpåverkanskategorier med hjälp av så kallade karakteriseringsfaktorer. Därefter sker en normalisering vilket ger miljöpåverkanskategoriernas inbördes betydelse utifrån de belastningar som enligt miljökvalitetsmålen kan anses vara hållbara.</p> <p>Normaliseringen möjliggör därmed en övergripande total bedömning av olika alternativens miljöprestanda. Denna typ av normaliserat resultat får enligt ISO 14042 användas för extern kommunikation, eftersom inga direkta värderingar ingår. ISO-standarderna skiljer på bedömningar och värderingar. I rapporten redovisas även en metod att gruppera data vilken bygger på samma principer som vid bedömning av en standardavvikelse. Denna gruppering av de normaliserade miljöpåverkanskategorierna resulterar i ett standardmedel för miljöpåverkan. Rekommendationen är att ett sådant resultat alltid skall redovisas tillsammans med de enskilda miljöpåverkanskategorierna.</p> <p>Miljöbedömningsmetoden tillämpades av Byggsektorns Kretsloppsråd i deras miljöutredning (BYKR 2001). Miljöutredning går ut på att finna betydande miljöaspekter med hjälp av LCA (Erlandsson 2001). Miljöbedömningsmetoden har också föreslagits av IVL som ett redskap i EU:s arbete med en integrerad produktpolitik (IPP) för att länka ihop olika IPP-indikatorer med miljökvalitetsmålen (NV 5225, NV 5229). Idag saknas i metoden en bedömning av resurskonsumtion, vilket delvis faller tillbaka på att det inte finns ett samlat miljökvalitetsmål för denna aspekt. Detta är en aspekt som framtida uppdateringar av metoden bör inkludera.</p>	
Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren /Keywords gruppering, life cycle impact assessment (LCIA), life cycle assessment (LCA), miljöbedömning, normalisering, normaliseringsmetod, ISO 14042, svenska miljökvalitetsmålen, viktningssmetod.	
Bibliografiska uppgifter/Bibliographic data IVL Rapport/report B 1509 (ersätter B 1385)	
Beställningsadress för rapporten/Ordering address IVL, Publikationsservice, Box 21060, S-100 31 Stockholm, fax: 08-598 563 90, e-mail: publicationservice@ivl.se , eller via www.ivl.se	

Förord

Föreliggande rapport beskriver en miljöbedömningsmetod som utgår från en tolkning av en politisk etablerad uppfattning om olika hållbara miljötillstånd. Miljökvalitetsmålen, som ur en politisk synvinkel bedömts som hållbara, utgår från ett naturvetenskapligt underlag. I vissa fall har även andra faktorer vägts in. Exempelvis tolereras en lägre risk vid bedömning av cancer p.g.a. kemiska hälsorisker än vid bedömning av radon i bostäder, p.g.a. en allt för stor samhällsekonomisk kostnad att åtgärda problemet. Ambitionen är här att eliminera sådana faktorer så att en så naturvetenskapligt korrekt bild som möjligt skall erhållas av miljöproblematikens effekter.

Miljöproblematiken kan emellertid inte bara betraktas utifrån ett rent naturvetenskapligt perspektiv. Frågan om vem som har rätten/möjligheten att släppa ut vad naturen tål är i hög grad ett socioekonomiskt problem. Miljökvalitetsmålen utgår i många fall ifrån internationella överenskommelser som även reglerar vem som får släppa ut olika skilda emissioner. Samma princip används i bedömningsmetoden för att göra en så kallad normalisering, där den totalt sett ekologiskt hållbara miljöbelastningen fördelas på de personer som finns i systemet, vilket resulterar i enheten *personekvivalenter*. Normaliseringen gör det möjligt att ge en övergripande total bedömning om de olika alternativens miljöprestanda, utan att tillämpa direkta värderingar. Denna typ av normaliseringsmetod som beskrivs här får enligt ISO 14042 användas för extern kommunikation, eftersom inga direkta värderingar ingår. I ISO-standarden skiljer man på bedömningar och värderingar. I rapporten redovisas även ett sätt att gruppera data vilken bygger på samma principer som vid bedömning av en standardavvikelse. Denna gruppering av de normaliserade miljöpåverkanskategorierna resulterar i ett bedömt så kallat *standardmedel* för miljöpåverkan. Inte heller denna bygger på några direkta värderingar varför denna grupperingsmetod också går att använda i extern kommunikation enligt ISO 14042.

Synpunkter på rapportens innehåll tas gärna emot av författaren för att beaktas i kommande uppdateringar av bedömningsmetoden.

IVL Svenska Miljöinstitutet, december 2002

Martin Erlandsson

Innehåll

Sammanfattning	3
1. Relativa betydelsen av olika miljöpåverkanskategorier	4
1.1 Normalisering	5
1.2 Gruppering	8
1.3 Viktning	9
2. Miljökvalitetsmålen	11
3. Hur används en bedömnings- eller viktningssmetod	13
4. Ett tillämpningsexempel	15
5. Bakomliggande antagande	16
6. Erkännande av stöd och fortsatt utvecklingsarbete	18
7. Referenser	19
Appendix	22
Climate change	22
Ozone depletion	24
Acidification	25
Eutrophication	26
Photochemical ozone	27
Human toxicity	31
Ecological toxicity	43
Biologisk mångfald	46

Sammanfattning

Miljöbedömningsmetoden utgår från en tolkning av de svenska miljökvalitetsmålen. Metoden är uppdelad i två steg. Först en bedömning av emissioners bidrag till olika miljöpåverkanskategorier med hjälp av så kallade karakteriseringsfaktorer. Därefter sker en normalisering vilket ger miljöpåverkanskategoriernas inbördes betydelse utifrån de belastningar som enligt miljökvalitetsmålen kan anses vara hållbara. Normaliseringen möjliggör därmed en övergripande total bedömning av olika alternativens miljöprestanda. Denna typ av normaliserat resultat får enligt ISO 14042 användas för extern kommunikation, eftersom inga direkta värderingar ingår.

ISO-standarden skiljer på bedömningar och värderingar. I rapporten redovisas även en metod att gruppera data vilken bygger på samma principer som vid bedömning av en standardavvikelse. Denna gruppering av de normaliserade miljöpåverkanskategorierna resulterar i ett standardmedel för miljöpåverkan. Rekommendationen är att ett sådant resultat alltid skall redovisas tillsammans med de enskilda miljöpåverkanskategorierna.

Miljöbedömningsmetoden tillämpades av Byggsektorns Kretsloppsråd i deras miljöutredning (BYKR 2001). Miljöutredningen går ut på att finna betydande miljöaspekter med hjälp av LCA (Erlandsson 2001). Miljöbedömningsmetoden har också föreslagits av IVL som ett redskap i EU:s arbete med en integrerad produktpolitik (IPP) för att länka ihop olika IPP-indikatorer med miljökvalitetsmålen (NV 5225, NV 5229).

Idag saknas i metoden en bedömning av resurskonsumtion, vilket delvis faller tillbaka på att det inte finns ett samlat miljökvalitetsmål för denna aspekt. Detta är en aspekt som framtida uppdateringar av metoden bör inkludera.

1. Relativa betydelsen av olika miljöpåverkanskategorier

I de flesta miljöverktyg såsom livscykelanalys (LCA), miljönyckeltal och systemanalyser inventeras ett antal emissioner till luft, vatten och mark. Om inventeringen för en produkt eller samhällsfunktion resulterar i uppåt 100 olika emissioner så är det svårt att få en överblick av vad som är stort eller smått. Olika emissioner kan kategoriseras beroende på vilken miljöpåverkan de bidrar till. De *miljöpåverkanskategorier* som används här är;

- klimatpåverkan
- ozonnedbrytning
- försurning
- marknära ozon
- övergödning
- humantoxicitet
- ekotoxicitet
- strålningspåverkan
- biologisk mångfald

För att räkna ut olika emissioners bidrag till en *miljöpåverkanskategori* används olika omräkningsfaktorer, vilka enligt ISO kallas *karaktiseringsfaktorer*. De miljöpåverkanskategorier som används i bedömningsmetoden finns redovisade i Appendix.

En LCA-användare kan efter inventeringen ha räknat ut 100 olika emissioners bidrag till nio olika miljöpåverkanskategorier med hjälp av karaktiseringsfaktorer. Även om detta är en reducering så kan det i vissa situationer finnas behov av att ge en samlad bild där de olika miljöpåverkanskategoriernas inbördes betydelse framgår. I vissa fall är önskemålet att dessutom kunna summera samtliga miljöpåverkanskategorier till ett enda miljöpåverkanstal. I princip är detta som att lägga ihop bananer med äpplen, dvs. svårt och inte entydigt. Men ingenting är omöjligt eller rätt eller fel, så länge den som gör värderingen eller bedömningen är tydlig med vad denna baseras på – den så kallade *värdegrunden*. Tycker användaren att värdegrunden inte känns relevant så skall han eller hon inte heller använda denna metod.

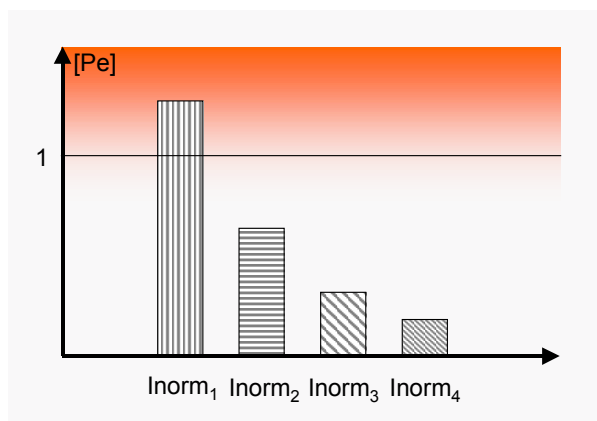
ISO-standarden skiljer tydligt på bedömningar och värderingar, där värderingar innehåller subjektiva val. Viktningsmetoder får enligt ISO 14042 inte användas för extern miljökommunikation, då de innehåller subjektiva värderingar. I samma standard anges istället att normaliserings- och grupperingsmetoder som undviker subjektiva val skall användas vid extern jämförande miljökommunikation. Förenklat sett görs i en viktningmetod en rankning av olika miljöpåverkanskategoriernas (potentiella) effekter och deras betydelse, vilket bara kan göras med subjektiva metoder.

Åter till vårt fruktexempel; ett enkelt sätt att lägga ihop bananer med äpplen är att titta på kilogrampriset i butiken. Med hjälp av denna informationen kan de samlade ekonomiska konsumentkostnaderna för bananer och äpplen räknas ihop. Ett annat exempel är att utnyttja innehållet av olika vitaminer och näringsämnen och ställa detta i relation till *rekommenderat dagligt intag* (RDI) och på så sätt räkna fram det sammanlagda bidraget från både äpplen, baner och päron till ett RDI. Det sista exemplet är mycket likt problemställningen på miljöområdet. RDI är i vårt fall ersatt med en normaliseringsmetod, där vi utgår från en acceptabel miljöbelastning per person och år som inte får överskridas. Att överskrida den acceptabla miljöbelastningen skulle äventyra en hållbar samhällsutveckling. Om vi kan definiera olika sådana långsiktigt acceptabla belastningsnivåer för olika miljöpåverkanskategorier kan detta användas som värdegrund för att göra en jämförelse.

Viktningemetoden skulle i det förenklade fruktexemplet göra en bedömning av vilka effekter som skulle uppstå om vi drabbas av vitaminbrist, mineralbrist osv. På så sätt ger viktningemetoden olika näringsämnen olika vikt. Detta innebär i sin tur att vi kan lägga ihop äpplen, bananer och päron utifrån konsekvenserna om vi inte får i oss RDI. I kontrast till viktningemetoden utgår normaliseringsmetoden istället från att vi skall uppnå RDI. Notera att den beskrivna viktningemetoden inte ger någon relevant information om miljöbelastningen är under den hållbara nivån. Detta kan jämföras med att alla får i sig RDI och att ett normalt överintag av inte ger några andra negativa konsekvenser. Den ovan beskrivna värderingsproceduren (som utgår ifrån damage function) rekommenderas av SETAC (Udo de Haes et al 1999). Ett av de mest betydande problemen med denna typ av viktningemetoder är att det saknas information mellan dos och respons, dvs vilka faktiska konsekvenser en miljöbelastning över en kritisk nivå ger upphov till.

1.1 Normalisering

För att ta fram en numeriskt baserad miljöbedömningsmetod har utgångspunkten varit att den acceptabla miljöbelastningen divideras med det antal individer som finns i det analyserade systemet. Föregångare i detta sammanhang är CML (Heijungs 1992) och UMIP (Hauschild 1996). Det har visat sig att denna slags normering ger ett numeriskt värde som är lätt att kommunicera och intuitivt lätt att förstå innebörden av. Om en persons totala miljöpåverkan beräknas och kvoten enligt ovan är mindre än 1 så har personen en hållbar livsstil, dvs. mindre än 1 *personekvivalent* [Pe], se Figur 1.



Figur 1 Fyra normaliserade miljöpåverkanskategorier ($Inorm$) i förhållande till miljökvalitetsmålen räknat som en persons årliga utsläppsmöjlighet.

Miljöprofilen i Figur 1 representerar en persons årliga miljöpåverkan varför målnivån 1 Pe är indikerat. En stapel under 1 i Figur 1 innebär i detta fall att miljökvalitetsmålet uppfylls. Om alla miljöpåverkanskategorier i miljöprofilen (dvs staplar i Figur 1) är under 1 motsvarar detta att personen har en hållbar livsstil. Normaliseringsproceduren kan principiellt delas in i två steg, se Tabell 1. Normaliseringsfaktorn anger hur mycket en person *årligen* kan påverka miljön utan att vi äventyrar en hållbar framtid och bestäms enligt nedan:

$$nf_i = \frac{\sum I_{acc}}{\sum \text{individuals}} \quad (1)$$

där:

I_{acc} bedömning av vad som är en hållbar total (årlig) miljöpåverkan eller miljötillstånd [belastningsekvivalenter]

individuals antal personer som finns inom systemet [Pe]

nf_i normaliseringsfaktor för den aktuella miljöpåverkanskategorin i [belastningsekvivalenter/ Pe]

Den normaliserade miljöpåverkan för en produkt, aktivitet, system mm beräknas sedan enligt följande ekvation:

$$Inorm = \frac{Ieq_i}{nf_i} \quad (2)$$

Där,

I_{norm} normaliserad miljöpåverkan [Pe]

I_{eq_i} potentiellt bidrag till miljöpåverkanskategorin i [belastningsekvivalent]

n_f normaliseringsfaktor för den aktuella miljöpåverkanskategorin
[belastningsekvivalent/ Pe]

Där,

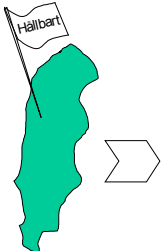
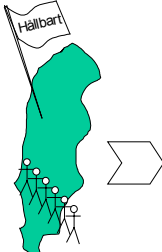
$$I_{eq_i} = \sum_n m \cdot Ch \quad (3)$$

Där,

m emission av en substans [g]

Ch karakteriseringsfaktor för en specifik substans som beskriver dess bidrag till en specifik miljöpåverkanskategori i [belastningsekvivalent/g]

Tabell 1 Normaliseringsprocedurens två steg

 <p>Max belastning av ex. <i>försurningsekvivalenter</i></p>	<p>Första steget utgår från att det finns en bedömning av vilken utsläppsbelastning etc som kan accepteras utan att äventyra det framtida hållbara samhället. Utsläppens bidrag till en miljöpåverkanskategori är omräknat med hjälp av olika karakteriseringsfaktorer till ett samlat tal, ex SO_2-ekvivalenter för försurning.</p>
 <p>Max belastning av ex. <i>försurningsekvivalenter</i> per person ger: <i>personekvivalenter</i></p>	<p>I det andra steget görs en normalisering av den miljöpåverkan som kan anses acceptabel med avseende på det antal personer som finns i systemet, dvs de personer i ett geografiskt område som bidrar till belastningen i ex. Sverige. Miljöpåverkan kan efter detta steg beskrivas i en gemensam enhet benämnd <i>personekvivalenter</i> (Pe).</p>

Denna typ av normaliserat resultat får enligt ISO 14042 användas för extern kommunikation för att exempelvis jämföra produkter, eftersom inga direkta värderingar ingår (Erlandsson och Lindfors 2002).

I Tabell 2 återges de normaliseringsfaktorer som skall användas i LCA beräkningarna för att bedöma olika miljöpåverkanskategoriernas relativa betydelse. Den hållbara miljöpåverkan som utnyttjas i normaliseringsmetoden finns beskriven i ett antal rapporter från Naturvårdsverket mfl. (SNV 4995, 4999, 5000, 5002, 5003). Se även i kapitel 5. *Bakomliggande antagande.*

Tabell 2 Normaliseringsfaktorer (nf) för olika miljöpåverkanskategorier.

Miljöpåverkanskategori	Normaliseringsfaktor	Belastningsekivalent
klimatpåverkan	4 500	kg CO ₂ -ekv/person
ozonnedbrytning	0,00027	g CFC11-ekv/person
försurning	29	kg SO ₂ -ekv/person
marknära ozon	1 150	ppb h km ² /person
övergödning	39	kg NO ₃ ⁻ ekv/person
humantoxicitet	1 634	kg 1,4-dichloro-benzene eq.
ekotoxicitet	1	[-]
biologisk mångfald	2,6	år ha/person

1.2 Gruppering

Istället för att använda värderingar för att räkna samman miljöpåverkan till ett enda tal så presenteras här ett alternativ som utgör en gruppering utifrån normaliseringsresultatet. På så sätt erhålls ett resultat som enligt ISO 14042 kan användas för extern miljökommunikation för att jämföra produkter. Ett hållbart samhälle råder bara när alla miljöpåverkanskategorier kan anses vara hållbara. Vi kan därför konstatera att det är den miljöpåverkanskategori som är längst ifrån det som är hållbart som är den mest betydande att reducera om en mer hållbar situation skall åstadkommas. Mot denna bakgrund definieras ett *standardmedel* för miljöpåverkan enligt nedanstående ekvation:

$$Istd = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_i Inorm_i^2} \quad (4)$$

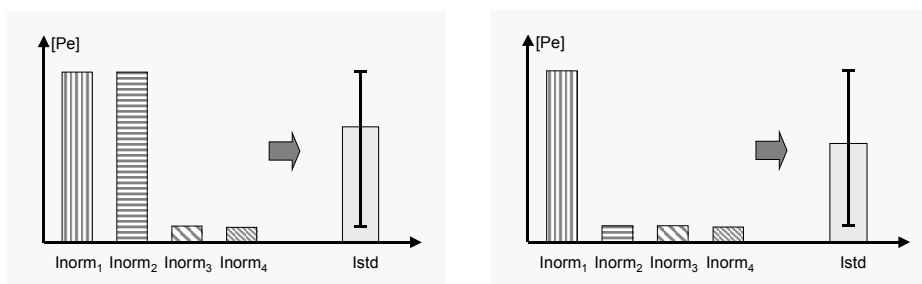
Där,

$Istd$ *standardmedel* för den totala miljöpåverkan [personekvivalenter]

$Inorm_i$ normaliserad miljöpåverkan för miljöpåverkanskategori i [personekvivalenter]

n antal inkluderade miljöpåverkanskategorier

Ekvation 4 följer samma princip som tillämpas för att bestämma en standardavvikelse. Dvs. det går inte att säga ett det är det enda sättet att göra en feluppskattning, men den ger ett definierat svar som vi bedömer som riktigt i många tillämpningar.



Figur 2 Grupperingen av fyra miljöpåverkanskategorier till ett standardmedel för miljöpåverkan.

Denna gruppering av de normaliserade miljöpåverkanskategorierna resulterar i ett standardmedel för miljöpåverkan. För att ge ett mer transparent underlag så rekommenderas att ett *standardmedel* för miljöpåverkan alltid skall redovisas tillsammans med resultat för de enskilda miljöpåverkanskategorierna. På så sätt erhålls full transparens.

1.3 Viktning

Ett alternativt sätt att ta fram ett enda numeriskt tal som omfattar alla miljöpåverkanskategorierna är att tillämpa en viktning mellan dem. Det finns inget uttalande i miljökvalitetsmålen att den ena miljöpåverkan skulle vara mer betydande än någon annan. I och med att alla miljökvalitetsmål skall uppfyllas (inom en generation) för att vi skall uppnå det hållbara samhället kan alla miljöpåverkanskategorierna i detta sammanhang betraktas som lika viktiga. I och med denna tillkommande viktning övergår normeringen till en viktningmetod. Detta innebär också att ett sådant viktat resultat enligt ISO 14042 inte skall användas i extern miljökommunikation för att jämföra produkter. Viktningen av en miljöpåverkanskategori har följande utseende:

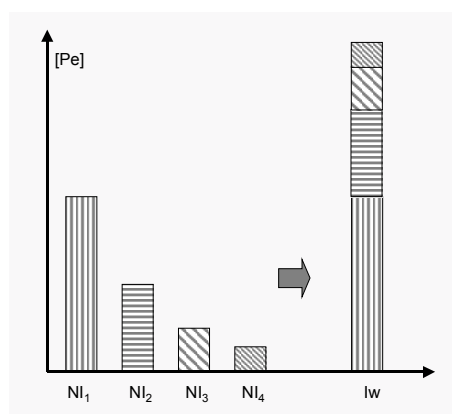
$$I_w = \sum_n Inorm_i \cdot Wf_i \quad (5)$$

Där,

I_w viktad total miljöpåverkan [personekvivalenter]

Wf_i viktningfaktor för miljöpåverkanskategori i [-]

Enligt ovan kan vi anta att $Wf_i=1$ för alla miljöpåverkanskategorier. Oavsett viktningfaktorens storlek så betyder detta i praktiken betyder att enligt ekvation 5 att miljöpåverkanskategorierna kan adderas/staplas på varandra, se figur 2.

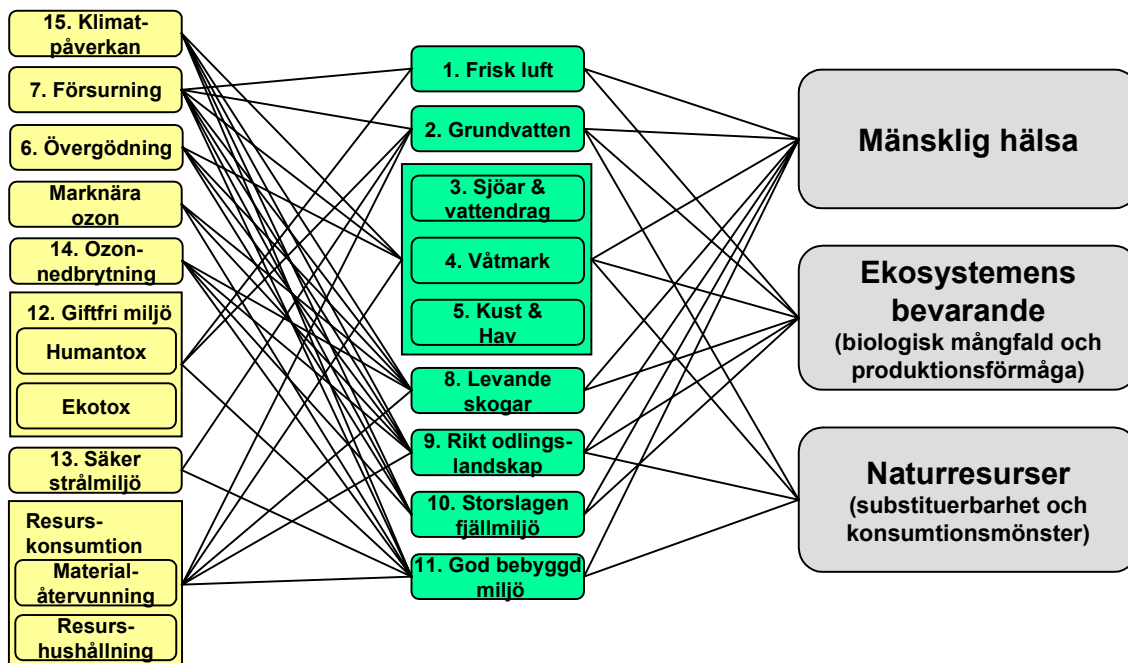


Figur 3 Viktning av den total miljöpåverkan till ett enda tal där viktningsfaktorn är satt till 1 för all fyra miljöpåverkanskategorier.

Notera att viktningen medför att kopplingen till att 1 Pe motsvarar vad som är hållbart inte längre gäller (jämför Figur 1 med Figur 3).

2. Miljö kvalitetsmålen

De 15 svenska miljö kvalitetsmålen utgör beskrivningar av olika tillstånd indikatorer. I ett ISO 14042 perspektiv är de en blandning av *miljö påverkans kategorier* och vad som kan kallas *skydds objekt*. Ett skydds objekt är något vi vill bevara eller just skydda, medan de olika miljö påverkans kategorierna beskriver på vilka olika sätt som skydds objekten kan skadas på. I Figur 5 framgår en uppdelning av de 15 miljö kvalitetsmålen så att miljö påverkans kategorierna som beskriver ett potentiellt bidrag till miljö effekter återfinns till vänster i bilden. I mitten av Figur 5 återfinns de skydds objekt så som de beskrivs i miljö målen. Längst till höger i figuren återfinns de övergripande skydds objekt nämligen *mänsklig hälsa* (dvs. inklusive välbefinnande enligt WHO:s definition och därför även kultur värden), samt *ekosystemens bevarande* av den biologiska mångfalden och produktions förmåga och *naturresurser*.



Figur 5 Miljö kvalitetsmålen (numrerade rubriker) grupperade i miljö påverkans kategorier (gult/vänster) och skydds objekt (grönt/mitten), samt i systemet tillämpade övergripande tre skydds objekt (gråa rutor/höger).

Resurskonsumtion uppstår när en resurs i samhället omvandlas till en emission till naturen. Denna omvandlingsprocess uppstår exempelvis när drivmedel omvandlas till energi och rörelseenergi i en bil eller när en konserv slängs i soppåsen som i sin tur läggs på en deponi. Vid denna omvandling uppstår således dels resurskonsumtion, dels en emission som utgör en *direkt* miljö påverkan. Denna direkta miljö påverkan som uppstår har en effekt på miljön såsom miljö påverkans kategorierna övergödning, försurning osv. Det vill säga, aktiviteter och resurskonsumtion påverkar skydds objekten

direkt via övriga miljöpåverkanskategorier. Den omvandlingsprocess som beskrivs ovan har också en *indirekt* miljöpåverkan via resurskonsumtion, uppdelad på materialåtervinning och resurshushållning.

Denna indirekta värdering av resurskonsumtionen är under utveckling och ingår därför inte för närvarande i bedömningsmetoden. En kommande uppdatering av bedömningsmetoden kommer förslagsvis att dela in resurskonsumtionen med indirekt miljöpåverkan i följande rubriker:

- **Materialåtervinning**

Materialåtervinning är en bedömning av den indirekta miljöpåverkan av återvunna material till och från samhället. Materialåtervinning utgör en omfördelning av miljöpåverkan från den aktivitet där den faktiskt uppstår till den aktivitet som ur ett samhällsperspektiv bedöms bära miljöansvaret (eng: open loop recycling).

Materialåtervinning beskriver en indirekt miljöpåverkan vars utsläpp som uppstod vid materialframställningen i praktiken inte går att härleda till en bestämd geografisk plats och tidpunkt. Det uppstår då ett metodproblem när materialåtervinning beaktas vid en effektorienterad LCA (dvs med en karakteriseringsmetod som har en lokal eller regional geografisk upplösning).

- **Resurshushållning**

Resurshushållning är en bedömning av den indirekta miljöpåverkan utifrån resursens tillgänglighet i relation till efterfrågan och substituerbarheten av erforderliga naturresurser. Resurshushållning är således ett effektivitetsmått på en resurs, men kan även ta hänsyn till andra faktorer så som inneboende kvaliteter som begränsar framtida nyttjandet (jmf. ex. begreppet *down cycling*).

Miljöpåverkan från redan upparbetade material i samhället, som vi sedan ”tappar bort”/konsumerar skall delvis belasta det produktsystem som gör att de omvandlas till emissioner, genom exempelvis energiutvinning eller vid en deponi. Denna typ av värdering av återvunna material görs i en traditionell LCA i inventeringen. Här föreslås istället en mer stringent rutin genom att flytta bedömningen av återvunna material till en integrerad karakteriseringsfaktor. Resurskonsumtion kommer då helt att hanteras med olika karakteriseringsfaktorer under miljöpåverkansbedömningen som en egen miljöpåverkanskategori. På så sätt erhålls en mer naturvetenskapligt inriktad inventering fri från mänskliga värderingar (Erlandsson 1997). Bedömningen av resurshushållning kommer med stor sannolikhet baseras på det koncept som finns inom EPS-systemet (Steen 1997), vilket även förenklats i Eco-Indicator 99. Värderingen av återvunna material kommer till stora delar i uppdateringen att baseras på ett koncept framtaget för LCA-baserad miljömärkning typ I (Erlandsson 1998; Erlandsson och Olsson-Jonsson, 2000).

3. Hur används en bedömnings- eller viktningssmetod

En ansats som går ut på att finna en universell miljöbedömningsmetod är orimlig. Ett mer realistiskt angreppssätt är istället att bestämma i vilken situation en viss miljöbedömningsmetod är användbar med tanke på studiens syfte och vilka bedömningar som skall göras.

Ett enkelt och vanligt sätt att hantera det praktiska valet av bedömnings- eller viktningssmetoder i det generella LCA-arbetet är att rekommendera parallell användning av flera metoder vid en miljöpåverkansbedömning (Lindfors et al 1995). Notera att de olika utvalda viktningssmetoderna då givetvis skall vara baserade på olika värdegrunder, vilket ger ett mångfacetterat bedömningsunderlag. Denna procedur kräver ingen större kompetens av LCA-utövaren, men lämnar istället över ett mångtydigt resultat för den som skall ta del av resultatet.

En mer tillämplig procedur är att bestämma sig för vilken värdegrund som är den rätta i varje enskild fallstudie med hänsyn till den specifika frågeställningen som skall besvaras i det enskilda fallet. Den kvalificerade LCA-utövaren skall då välja en bedömnings- eller viktningssmetod som överensstämmer med analysens mål och syfte. Olika värdegrunder som kan vara aktuella är;

- naturvetenskaplig ansats om vad naturen tål,
- ekonomisk ansats som baseras på att allt kan mätas i pengar,
- en ansats som tar hänsyn till ett socialt eller kanske etiskt perspektiv
- osv

Givetvis kan de olika värdegrunderna kombineras i en och samma metod. Den här framtagna bedömnings- och viktningssmetoderna utgår från ett naturvetenskapligt underlag baserat på en uppfattning om en belastningsnivå av vad naturen långsiktigt tål.

Om en specifik värdegrund är förutsättningen i den enskilda fallstudien räcker det då i princip att använda **en** viktningss- eller bedömningsmetod. Denna **enda** miljöbedömningsmetod uppfyller i sådana fall de mål och krav som ställs i fallstudien.

Notera att det kan finnas målkonflikter vid val av bedömnings- eller viktningssmetod. Vanligen är det konflikten mellan att beskriva miljöpåverkan i så få tal som möjligt och möjligheten till att kommunicera resultat från en LCA som uppstår. Kommunikerbarheten begränsar starkt användning av viktningssmetoder, varför den grupperingsmetod som tagits fram utgör ett starkt alternativ, fri från direkta värderingar.

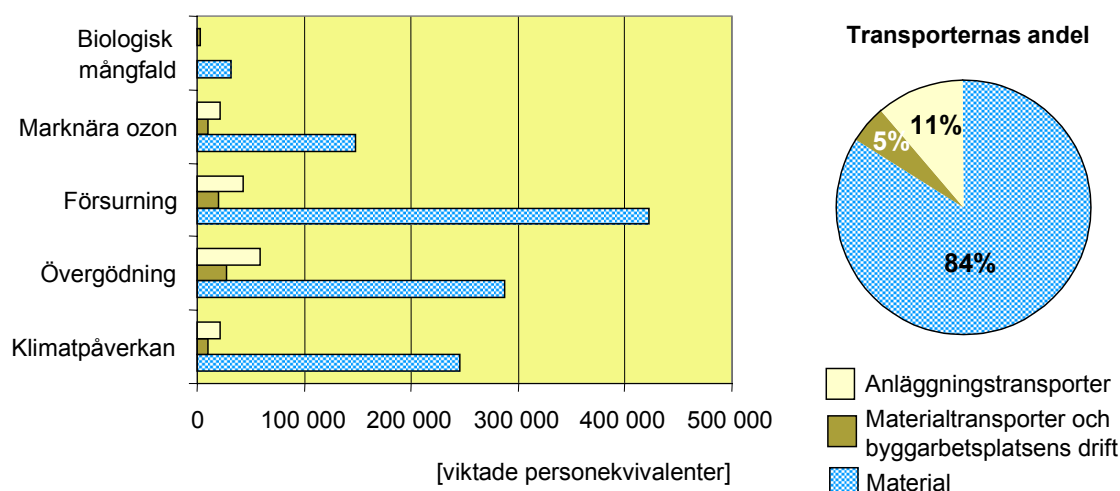
Viktningssmetoder skulle mer korrekt, enligt författarens mening, hanteras i tolkningsdelen av en LCA (ISO 14043). På så sätt skulle påverkansbedömningen enligt

ISO 14042 motsvara det naturvetenskapliga underlaget. Däremot skulle viktningssmetoder vara användbara i tolkningssteget. Tolkningen av data görs då av var och en och används då inte i miljökommunikation för jämförelser mellan produkter mm. I viktningssmetoden är det relevant att ta hänsyn till andra faktorer än naturvetenskapliga. En liknande tvåstegsrutin används vid riskbedömning av hälsopåverkande substanser. I detta fallet utgör *riskbedömningen* det vetenskapliga underlag, som sedan vid en bredare bedömning (då även andra faktorer beaktas) benämns *riskvärdering*.

Det framförs i vissa fall önskemål om en enhetlig miljöbedömningsmetod, exempelvis i samband med LCA-baserade miljövarudeklarationer. För närvarande finns inga planer på att införa detta i Miljöstyrningsrådets system för miljövarudeklarationer.

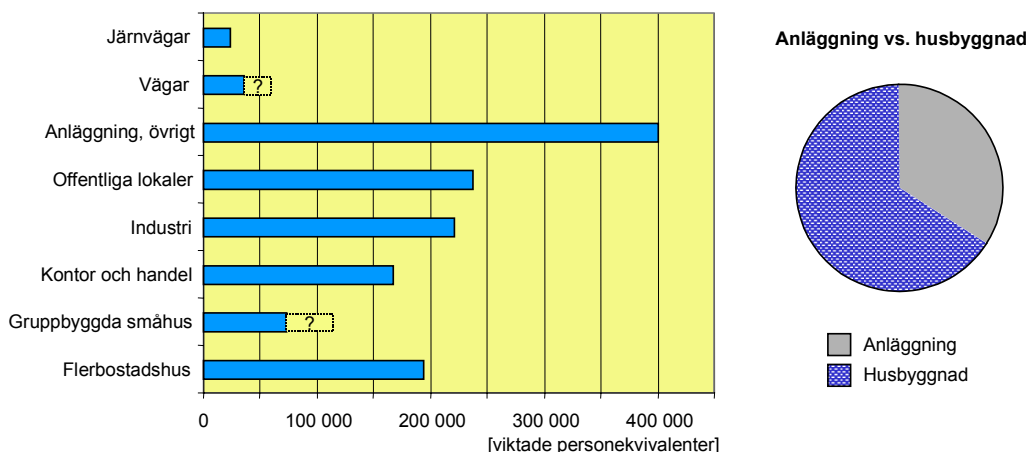
4. Ett tillämpningsexempel

För att åskådliggöra vad den här framtagna viktningemetoden kan användas till och hur resultatet kan presenteras ges ett beräkningsexempel nedan från Byggsektorns Kretsloppsråd (BYKR 2001). Av Figur 6 framkommer att transporter har mindre betydelse än vad som upplevs i den allmänna debatten i byggsektorn.



Figur 6 Årlig miljöpåverkan för den "professionella" svenska byggnadssektorns materialomsättning samt miljöpåverkan från transport och byggarbetsplatsen indelad i de studerade miljöpåverkanskategorierna (Erlandsson, 2001).

Figur 6 ger användaren en indikation om vilken miljöpåverkanskategori som är av större eller mindre betydelse. I vårt tillämpningsexempel kan konstateras att påverkan på biologisk mångfald är en miljöpåverkanskategori av mindre intresse för byggsektorns materialomsättning. Tillämpning av viktningemetoder medger en möjlighet att bedöma den samlade miljöpåverkan från olika delar av en studie, processer, produkter mm (se cirkeldiagrammet i Figur 6 och jämför med den mer högupplösta normaliseringen). I vårt tillämpningsexempel används denna möjlighet även för att beskriva vilken sektor som bidrar mest till miljöpåverkan, se Figur 7.



Figur 7 Årlig miljöpåverkan för den svenska byggnadssektorn indelad i ett antal sektorer. För vägar och småhus är miljöpåverkan större än de blå staplarna anger, vilket skattats ovan (Erlandsson, 2001).

Frågetecknen i figur 7 understryker dataluckor i den bakomliggande beskrivningen av materialomsättningen, exempelvis saknas ”gör-det-själv” marknaden som omsätter mycket material som används i småhussektorn.

5. Bakomliggande antagande

De miljökvalitetsmål som överensstämmer med traditionella miljöpåverkanskategorier har använts i normaliseringsmetoden, se Figur 5. Miljökvalitetsmålen är i många fall så formulerade att de anger utsläppstak för vissa specifika ämnen som är avgörande för om ett långsiktigt acceptabelt miljötillstånd skall uppnås. Dessa specifika emissioner har här räknats om med hjälp av karakteriseringsfaktorerna i Appendix så att den totala bidraget till en miljöpåverkanskategori beaktas.

När det gäller försurning, övergödning, ozonnedbrytning och marknära ozon (SNV 4995, 4999, 5000, 5002) har beräkningarna baserats på de utsläpp som sker i Sverige. För klimatpåverkan används klimatpropositionens långsiktiga mål (Sveriges riksdag 2002). Det har inte gått att finna i något generellt miljökvalitetsmål som beskriva en mätbar hållbar miljöpåverkan på den biologiska mångfalden. Istället har en tolkning gjorts utifrån ett antagande att dagens påverkan på biologisk mångfald inom svenskt skogsbruk är acceptabel i förhållande till avkastningen. Denna tolkning är inspirerad av skogsvårdslagens balanskrav mellan produktion och påverkan. I Tabell 3 finns en sammanfattande dokumentation av hur miljöpåverkan är betraktad och utgångspunkten för normaliseringen.

Tabell 3 Översiktlig dokumentation av miljöpåverkanskategorierna och bedömningsfaktorer vid viktningen.

	Naturvetenskaplig indikator	Tidsberoende (endast aktuell vid effektorienterad bedömning)	Typ av betraktelse av miljömekanismen	Bedömningsfaktor i vid normalisering
klimatpåverkan	beräkning av radiative forcing, utifrån en given bakgrunds nivå.	integrering över 100 år	momentan förändring av strålningsbalansen vid konstanta rand-villkor (jämför adjusted R.F.)	I Sverige politiskt förankrad långsiktigt acceptabel koncentration av klimathusgaser.
ozonnedbrytning	beräkning av global ozonnedbrytning, utifrån en given bakgrunds nivå	integrering över 25 år	förväntat bidrag till den stratosfäriska ozonnedbrytningen vid steady state utifrån ett givet utsläpp av gasen i förhållande till CFC11.	Politiskt förankrad avvecklingsplan (utifrån en teknisk livslängd på 15 år från 1995)
försurning	beräkning av maximalt potentiellt frigjorda protoner	—	linjärt bidrag, utan hänsyn till effekt	Politiskt förankrad långsiktigt acceptabel utsläpp av försurande ämnen.
övergödning	beräkning av syretäring vid en given relation mellan kväve och fosfor	—	linjärt bidrag, utan hänsyn till effekt	Politiskt förankrad långsiktigt acceptabel utsläpp av övergödande ämnen.
marknära ozon	belastning av marknära ozon vid ett tillskott av VOC och NO _x vid olika bakgrunds nivåer.	ökad ozonbelastning över hela påverkansområdet upp till maximalt 4 dygns transporttid.	ökad ozonbelastning i ppbh (ppb · timmar) per kg utsläpp (om hela påverkan beräknas ske över 1 km ²).	Politiskt förankrad långsiktigt acceptabel utsläpp av ozonbildande ämnen.
humantoxicitet	Bedömning av en acceptabel långsiktig lågriskkoncentration i olika recipienter, baserat på en riskvärdering	baserat på en koncentration i en recipient med hänsyn tagen till ett integrerat livslångt intag.	en linjärt funktion som gäller i ett intervall upp till PEC/PNEC=1 och strax däröver.	Acceptabel koncentration av den specifika substansen bensen (med en risk på 10 ⁻⁵) omräknat till ett total europeiskt årligt flöde. ¹
ekotoxicitet	enligt ovan	—	enligt ovan	Acceptabel koncentration av den substansen som först ger upphov till PEC/PNEC=1 omräknat till ett total europeiskt årligt flöde för den specifika utsläppsrecipienten.
biologisk mångfald	beräkning av antalet rödlistade arter i förhållande till (plats-specifikt sett) ursprungligt antal	integrering över aktivitetens bedömda tid för återställande av den biologiska mångfalden, alt bedömning av ett fortfarighetstillstånd	integrerat över den tiden under vilken den biologiska mångfalden är mindre än den ursprungliga, alternativt om fortfarighets-tillstånd råder då T sätts till 1 år.	Egen tolkning där utgångspunkten är att dagens påverkan på biologisk mångfald inom skogsbruket är acceptabel i förhållande till avkastningen. Jämför skogsvårdslagens balanskrav mellan produktion och påverkan.

¹ Detta ger en bedömning på *säkra sidan* därför höga värden på humantoxicitet skall tolkas med försiktighet och skall ses som underlag att istället göra *riskbedömningar*.

6. Erkännande av stöd och fortsatt utvecklingsarbete

Revideringen av rapporten är främst utförd inom ramen för ett projekt finansierad av Svenska Träskyddsföreningen och Naturvårdsverket, i syfte att erhålla en naturvetenskapligt bedömningsmetod i allmänhet, och i synnerhet en bedömningsmetod som innebär att human- och ekotoxicitet beaktas på ett robust sätt i en LCA. De teoretiska resonemangen för en bedömningsmetod som är användbar för extern kommunikation av resultatet från en LCA finns beskriven i artikeln ”On the possibilities to apply the result from an LCA disclosed to public” (Erlandsson och Lindfors 2002). Övriga finansiärer är Industrins Byggmaterielgrupp, Formas och SBUF inom ramen för projektet ”Funktionskrav för miljöanpassade byggnader” (ex Erlandsson och Carlsson 2002), där även Naturvårdsverket varit delfinansiär.

Författarens förhoppning är att den här framtagna bedömningsmetoden i framtiden kommer att förbättras och bland annat kompletteras med de dataluckor som identifierats. Dessutom är förhoppningen att erhålla finansiellt stöd för att vidareutveckla en allmänt accepterad bedömningsmetod för resurskonsumtion, vilken då skulle kunna förstärka en brist i de nuvarande miljökvalitetsmålen.

7. Referenser

- Altenstedt J and Karin P. (2000) *An Alternative Approach to Photochemical Ozone Creation Potentials applied under European*. Article accepted for publication in Journal of Air and Waste Management Association.
- Altenstedt J and Karin P. An Alternative Approach to Photochemical Ozone Creation Potentials applied under European Conditions. (1998) IVL Swedish Environmental Research Institute, Report No B-1305, Gothenburg, September.
- BYKR (2001) Byggsektorns betydande miljöaspekter. Miljöutredning för byggsektorn. Slutrapport, Byggsektorns Kretsloppsrad, Stockholm, januari 2001. (Tillgänglig på: <http://www.kretsloppsradet.com/miljoutredning.html>)
- Engström E. Personal communication 2000-05/IVL, Gothenburg.
- Erlandsson M. (1996) Ecological Valuation of Resource Extension (biodiversity and land use). Trätek, Report L 9608068, January 1996. (Återfinns även i AFR-rapport 178)
- Erlandsson, M. (1997). *Life-Time Assessment - A development of Life Cycle Assessment to implement Comparative Product Studies*. AFN, Naturvårdsverket, AFR-rapport 178, March.
- Erlandsson, M (2001). Byggsektorns betydande miljöaspekter. LCA-beräkningar, Utredningsrapport C till Byggsektorns Kretsloppsrad. IVL Svenska Miljöinstitutet, IVL rapport A20148, reviderad, Stockholm 2001-03-31.
- Erlandsson, M. och Olsson-Jonsson, A. (2000) *Miljöklassificering av P-märkta produkter*. SP Rapport 2000:05, Borås, Januari.
- Erlandsson & Lindfors (2002). "On the possibilities to apply the result from an LCA disclosed to public. Submitted to International Journal of LCA 2002-08-14.
- Erlandsson och Carlson (2002). Funktionskrav för miljöanpassade byggnader: Användarhandbok. IVL Svenska Miljöinstitutet, IVL rapport B 1506, Remissversion 2002-11-12.
- Hauschild, M (red) (1996) *Baggrund for miljøvurdering af produkter*. UMIP, Danmarks Tekniske Universitet, mars.
- Heijungs R (ed). Environmental life cycle assessment of products – Guide. CML, Leiden Oktober 1992.

- Huijbregts, M.A.J. Thissen U., Guinée J.B., Jager T., Kalf D., van de Meent D., Ragas A.M.J., Wegener Sleeswijk A. and Reijnders L. (2000). Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part I: Calculation of toxicity potentials for 181 substances with the nested multi-media fate, exposure and effects model USES-LCA', *Chemosphere* 41: 541-573.
- International for Standardisation Organisation (2000): Environmental management - Life cycle assessment - Life cycle impact assessment (ISO: 14042:2000).
- International for Standardisation Organisation (2000): Environmental management-Life cycle assessment-Life cycle interpretation (ISO: 14043:2000).
- Larsson, T-B (red) (1992) *Mål för naturvården. En strategi för bevarande av den biologiska mångfalden. SNV Rapport 3986.*
- Lindfors, L-G et al. (1995) *Nordic guidelines on LCA.* Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- NV 4995 (1999) *Frisk luft. Miljökvalitetsmål 1.* Naturvårdsverket, rapport nr 4995, oktober.
- NV 4999 (1999) *Ingen övergödning. Miljökvalitetsmål 6.* Naturvårdsverket, rapport nr 4999, oktober.
- NV 5000 (1999) *Bara naturlig försurning. Miljökvalitetsmål 7.* Naturvårdsverket, rapport nr 5000, oktober.
- NV 5002 (1999) *Skyddande ozonskikt. Miljökvalitetsmål 14.* Naturvårdsverket, rapport nr 5002, oktober.
- NV 5003 (1999) *Begränsad klimatpåverkan. Miljökvalitetsmål 15.* Naturvårdsverket, rapport nr 5003, oktober.
- (NV 5225) Reinhard, Y, Ahlner E, Bergman I, Davidsson B, Lissinger J, Lundholm A M, Roth L C, Öberg K. På väg mot miljöanpassade produkter. Naturvårdsverket, rapport 5225, juli 2002
- (NV 5229) Erlandsson, M, Carlsson, M, Granath J, Lindfors, Iverfelt Å, Olshammar M, Ribbenhed M. Kunskap om produkters miljöpåverkan - tillgång, behov och uppbyggnad av livscykeldata. Naturvårdsverket, rapport 5229, juli, 2002.
- Steen, B. (1997) *Valuation of environmental impacts from depletion of metal and fossil reserves and emission of CO₂.* AFR-rapport No 70, Stockholm.
- Sveriges riksdag (2002). Klimatpropositionen 2001/02:55 (riksdagsbeslut i mars 2002).

Udo de Haes H, Jolliet O, Finnveden G, Hauschild M, Krewitt W, Müller-Wenk R (1999): Best available Practice Regarding Impact Categories and Category indicators in Life Cycle Assessment. Background Document for the Second Working group on Life Cycle Impact Assessment of SETAC-Europe. Part 1: Int. J. LCA 4 (2) 66-74, Part 2 Int. J. LCA 4 (3) 167-174.

Appendix

Climate change

The contribution to the impact climate change is calculated as:

$$I_{GWP} = \sum_i m_i \cdot Ch_i$$

Where,

I_{GWP} potential impact for the environmental impact category climate change [g CO₂ equivalents]

Ch characterisation factors to determine a contribution to the category indicator for a substance **i**, emitted to a specific receiving media [g CO₂ eq./g substance]

m all mass flow of the substance, **i**, from the life cycle inventory [g]

Table A1 Characterisation factors for climate change, global warming potentials (GWP), for the time horizon 100 years.

Species			CO ₂ equivalents
CO ₂	1	<i>Other</i>	
N ₂ O	310	HFC-23	11 700
CH ₄ *	21	HFC-32	650
		HFC-41	150
<i>CFCs</i>		HFC-43-10mee	1 300
CFC-11	4000	HFC-125	2 800
CFC-12	8500	HFC-134	1 000
CFC-13	11700	HFC-134a	1 300
CFC-113	5000	HFC-152a	140
CFC-114	9300	HFC-143	300
CFC-115	9300	HFC-143a	3800
		HFC-227ea	2900
<i>HCFCs, etc.</i>		HFC-236fa	6300
Carbon tetrachloride	1400	HFC-245ca	560
Methylchloroform	110	Chloroform	4
HCFC-22	1700	Methylene chloride	9
HCFC-141b	630	Sulphurhexafluoride	23900
HCFC-142b	2000	Perfluoromethane	6500
HCFC-123	93	Perfluoroethane	9200
HCFC-124	480	Perfluoropropane	7000
HCFC-225ca	170	Perfluorobutane	7000
HCFC-225cb	530	Perfluoropentane	7500
		Perfluorohexane	7400
<i>Bromocarbons</i>		Perfluorocyclobutane	8700
H-1301	5600	Trifluoroiodomethane	<1

* The GWP for methane includes indirect effects of tropospheric ozone production and stratospheric water vapour production, as in IPCC (1994).

Ref: *Climate Change 1995*. IPCC (Intergovernmental Panel on Climatic Change), Cambridge University Press, Cambridge 1996. The GWP for methane includes indirect effects of tropospheric ozone production and stratospheric water vapour production, as in IPCC (1994).

Ozone depletion

The contribution to the impact category ozone depletion, ODP, is calculated as:

$$I_{ODP} = \sum_i m_i \cdot Ch_i$$

Where,

- I_{ODP} potential impact for the environmental impact category ozone depletion [g CFC-11 equivalents]
- Ch characterisation factors to determine a contribution to the category indicator for a substance i , emitted to a specific receiving media [g CFC-11 eq./g substance]
- m all mass flow of the substance, i , from the life cycle inventory [g]

Table A2 *Semi-empirical polar ozone depletion potentials for the time horizon 20 years, CFC-11 equivalents.*

Species	ODP, 20 years
CFC-11	1,00
CFC-113	0,59
CCl4	1,23
CH3CCl3	0,45
HCFC-142b	0,14
HCFC-22	0,14
HCFC-141 b	0,33
HCFC-123	0,08
HCFC-124	0,08
HCFC-225ca	0,10
HCFC-225cb	0,11
CH3Br	2,30
H-1211	9
H-1301	10,50
H-2402	11

Ref: Solomon & Albritton, 1992, in *Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment*, Nord 1995:20, Nordic council of Ministers, Copenhagen.

Acidification

The contribution to the impact category acidification is calculated as:

$$I_{AP} = \sum_i m_i \cdot Ch_i$$

Where,

I_{AP} potential impact for the environmental impact category acidification [g H⁺ or SO₂⁻ equivalents]

Ch characterisation factors to determine a contribution to the category indicator for a substance i , emitted to a specific receiving media [g H⁺ or SO₂⁻ eq./g substance]

m all mass flow of the substance, i , from the life cycle inventory [g]

Table A3 Characterisation factors for maximum acidifying potential. Stoichiometric formation of H⁺.

Characterisation factors for maximum acidifying potential. Stoichiometric formation of H ⁺ .		
Substance	mol H ⁺ /g	g SO ₂ -eq/g
H ⁺	1	32
SO ₂	0,031	1
SO ₃	0,025	0,80
NO ₂	0,022	0,70
NO _x *	0,022	0,70
NO	0,033	1,07
HCl	0,027	0,88
HNO ₃	0,016	0,51
H ₂ SO ₄	0,020	0,65
H ₃ PO ₄	0,031	0,98
HF	0,050	1,6
H ₂ S	0,059	1,88
NH ₃	0,059	1,88

*NO_x is assumed to have 2 as mean value.

Ref: Lindfors, L-G. et al., 1995, *Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment*, Nord 1995:20, Nordic council of Ministers, Copenhagen.

Hauschild, M (red). *Baggrund for miljøvurdering af produkter*. UMIP, Danmarks Tekniske Universitet, mars 1996

Eutrophication

The contribution to the impact category eutrophication is calculated as:

$$I_{EP} = \sum_i m_i \cdot Ch_i$$

Where,

- I_{EP} potential impact for the environmental impact category eutrophication [g O₂ or NO₃⁻ equivalents]
- Ch characterisation factors to determine a contribution to the category indicator for a substance **i**, emitted to a specific receiving media [g O₂ or NO₃⁻ eq. /g substance]
- m all mass flow of the substance, **i**, from the life cycle inventory [g]

Table A4 Characterisation factors for maximum eutrophication potential, using the Redfield molar ratio of 106:16:1 (C:N:P)

Substance	g O ₂ /g	g NO ₃ ⁻ /g
<i>to air</i>		
NO _x	6	1,35
N ₂ O	12	2,82
NO	9	2,07
NH ₃	16	3,64
<i>to water</i>		
N-tot	20	4,43
NO ₃ ⁻	4,40	1
NH ₄ ⁺	15	3,41
CN ⁻	10	2,38
P-tot	140	32,03
PO ₄ ³⁻	46	10,45
P ₂ O ₇ ²⁻	50	11,41
COD	1	0,23

Ref: Lindfors, L-G. et al., 1995, *Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment*, Nord 1995:20, Nordic council of Ministers, Copenhagen.

Hauschild, M (red). *Baggrund for miljøvurdering af produkter*. UMIP, Danmarks Tekniske Universitet, mars 1996

Photochemical ozone

The contribution to the impact category photochemical ozone creation is calculated as:

$$I_{POCP} = \sum_i m_i \cdot Ch_i$$

Where,

I_{POCP} potential impact for the environmental impact category photochemical ozone creation [ppb·hours km²]

Ch characterisation factors to determine a contribution to the category indicator for a substance i , emitted to a specific receiving media [ppb·hours km²/g substance]

m all mass flow of the substance, i , from the life cycle inventory [g]

Table A5 Characterisation factors for photochemical ozone creation potential given as O₃ equivalents, based on the average ozone production from NO_x in the seven chemical environments for European conditions.

Chemical environment*	NO _x	VOCs	CO	Example of site*
	[tonnes·km ⁻² ·year ⁻¹]			
A	0,3	1	3,6	Representative for central to northern Scandinavia (strictly NO _x limited)
B	3	1	3,6	Utilised here as average for Sweden
C	3	10	3,6	
D	10	10	3,6	High densities e.g. Holland and Belgium
E	20	10	3,6	Strictly VOC limited

*For more detail information and customised calculations, please contact Karin Pleijel or Eva Engström, IVL office in Gothenburg, +46 31 725 62 00.

Table A6 Characterisation factors for photochemical ozone creation potential given as O_3 equivalents, based on the average ozone production from different VOC, CO and NO_x in the five chemical environments for European conditions [ppb·hours·km²/g substance].

Substance	Chemical environment				
	A	B (SE average)	C	D	E
Alkaner (C ₂ H ₄ not included)	0,023	0,052	0,020	0,033	0,088
Methane	0,0002	0,0006	0,0002	0,0003	0,0007
Ethane	0,006	0,019	0,005	0,011	0,019
Propane	0,014	0,037	0,012	0,023	0,054
n-Butane	0,019	0,048	0,017	0,031	0,074
Isobutane	0,014	0,036	0,013	0,023	0,065
n-Pentane	0,028	0,060	0,024	0,039	0,102
Isopentane	0,007	0,032	0,010	0,023	0,081
n-Hexane	0,032	0,064	0,027	0,042	0,113
2-Methylpentane	0,024	0,050	0,020	0,033	0,096
3-Methylpentane	0,028	0,056	0,022	0,036	0,102
n-Heptane	0,029	0,063	0,026	0,040	0,106
n-Octane	0,032	0,062	0,025	0,039	0,103
2-Methylheptane	0,023	0,054	0,021	0,035	0,099
n-Nonane	0,028	0,063	0,025	0,039	0,102
2-Methyloctane	0,025	0,054	0,021	0,035	0,099
n-Decane	0,027	0,062	0,024	0,039	0,100
2-Methylnonane	0,024	0,055	0,021	0,035	0,099
n-Undecane	0,025	0,060	0,023	0,037	0,096
2-Methyldecane	0,024	0,056	0,021	0,035	0,097
n-Dodecane	0,024	0,060	0,022	0,036	0,097
Methylcyclohexane	0,029	0,038	0,016	0,022	0,053
Alkener	0,029	0,064	0,025	0,042	0,163
<i>Ethene</i>	0,026	0,052	0,021	0,036	0,139
Propene	0,030	0,070	0,027	0,045	0,168
1-Butene	0,033	0,072	0,028	0,046	0,160
2-Butene	0,026	0,067	0,026	0,040	0,156
Isobutene	0,022	0,046	0,018	0,032	0,145
1-Pentene	0,033	0,070	0,028	0,045	0,149
2-Pentene	0,030	0,073	0,029	0,047	0,181
2-Methyl-1-butene	0,024	0,053	0,020	0,035	0,132
2-Methyl-2-butene	0,019	0,056	0,022	0,042	0,210
Isoprene	0,044	0,077	0,032	0,050	0,187

Table A6, continuation.

Substance	Chemical environment				
	A	B	C	D	E
Alkyner					
Acetylene (Ethyne)	0,014	0,031	0,010	0,018	0,036
Aromater (arener)	0,020	0,042	0,016	0,028	0,104
Styrene	0,026	0,048	0,019	0,031	0,106
Benzene	0,010	0,025	0,008	0,015	0,032
Toluene	0,008	0,035	0,013	0,024	0,086
o-Xylene	0,016	0,045	0,017	0,031	0,124
m-Xylene	0,030	0,055	0,022	0,037	0,150
p-Xylene	0,029	0,052	0,021	0,035	0,138
Ethylbenzene	0,023	0,046	0,019	0,031	0,103
1,2,3-Trimethylbenzene	0,017	0,031	0,012	0,021	0,086
1,2,4-Trimethylbenzene	0,020	0,040	0,016	0,027	0,121
1,3,5-Trimethylbenzene	0,017	0,031	0,012	0,021	0,095
m-Ethyltoluene	0,028	0,054	0,022	0,035	0,131
p-Ethyltoluene	0,025	0,051	0,020	0,034	0,131
o-Ethyltoluene	0,017	0,034	0,013	0,022	0,085
Propylbenzene	0,022	0,046	0,019	0,030	0,097
Isopropylbenzene	0,016	0,035	0,013	0,023	0,082
Aldehyder	0,008	0,033	0,013	0,022	0,087
Formaldehyde	0,005	0,016	0,006	0,013	0,077
Acetaldehyde	0,021	0,041	0,016	0,026	0,095
Propionaldehyde	0,026	0,051	0,021	0,031	0,103
Butyraldehyde	0,026	0,053	0,022	0,034	0,104
Isobutyraldehyde	0,014	0,034	0,012	0,021	0,077
Valeraldehyde	0,025	0,054	0,022	0,034	0,103
Glyoxal	0,004	0,012	0,004	0,007	0,028
Methyl glyoxal	0,014	0,031	0,013	0,024	0,127
Acrolein	0,033	0,043	0,019	0,028	0,102
Methacrolein	0,029	0,050	0,021	0,034	0,145
Benzaldehyde	-0,105	-0,017	-0,018	-0,005	-0,003
Ketoner	0,016	0,032	0,012	0,021	0,081
Acetone	0,009	0,020	0,007	0,015	0,074
Ethylmethylketone	0,015	0,032	0,012	0,022	0,079
Methyl-i-butylketone	0,023	0,044	0,017	0,027	0,090

Table A6, continuation.

Substance	Chemical environment				
	A	B	C	D	E
Alkoholer	0,013	0,029	0,011	0,019	0,056
Methanol	0,003	0,011	0,004	0,008	0,022
Ethanol	0,016	0,033	0,013	0,021	0,061
Isopropanol	0,010	0,023	0,008	0,015	0,052
Butanol	0,023	0,048	0,020	0,031	0,088
Estrar	0,011	0,018	0,007	0,011	0,016
Methyl acetate	0,002	0,005	0,002	0,003	0,006
Ethyl acetate	0,010	0,017	0,007	0,010	0,010
Butyl acetate	0,017	0,029	0,012	0,018	0,031
s-Butyl acetate	0,013	0,021	0,009	0,012	0,017
Etrar	0,016	0,026	0,011	0,016	0,039
Dimethylether	0,012	0,017	0,008	0,011	0,025
Diethylether	0,021	0,032	0,014	0,019	0,035
Methyl-t-butylether	0,014	0,029	0,011	0,019	0,058
Syror					
Acetic acid	0,004	0,010	0,004	0,006	0,015
Halogenerade kolväten	0,001	0,002	0,001	0,001	0,002
1,1-Dichloroethene	0,001	0,002	0,001	0,001	0,002
1,1-Dichloroethane	0,003	0,006	0,002	0,003	0,005
1,2-Dichloroethane	-0,0001	-0,002	-0,001	-0,002	-0,003
1,1,1-Trichloroethane	0,00005	0,00016	0,00004	0,00007	0,00014
Trichloroethene	0,004	0,006	0,002	0,004	0,008
Tetrachloroethene	0,000	0,001	0,000	0,001	0,001
Organiska svavelföreningar	0,015	0,027	0,012	0,019	0,069
Methyl mercaptan	0,016	0,032	0,013	0,022	0,086
Dimethyl sulfide	0,019	0,031	0,014	0,021	0,070
Dimethyl disulfide	0,010	0,018	0,008	0,013	0,052
Other, oorganiska					
Carbon monoxide	0,001	0,003	0,001	0,00	0,00
NO _x	0,152	0,014	0,059	0,008	-0,057

References: Calculations made from Altenstedt and Pleijel (2000) and Pleijel K., Pleijel H. and Pihl Karlsson G. (1999) Quantification of additional ozone load from local source emissions of NO_x and VOC.

Poster presented at the conference "Quality of Life and Environmental in Cultured Landscapes" SETAC Europe 9th Annual Meeting in Leipzig, Germany, May, 1999.

Personal communication with Karin Pleijel, May 2000.

Human toxicity

The contribution to the impact category human toxicity is calculated as:

$$I_{Htox} = \sum_i m_i \cdot Ch_i$$

where:

I_{Htox} potential impact for the environmental impact category human toxicity [kg 1,4-dichloro-benzene eq]

Ch_i characterisation factor to determine a contribution to the category indicator for substance **i**, emitted to a specific receiving media [kg 1,4-dichloro-benzene eq/kg substance]

m_i mass flow of the element **i**, from the life cycle inventory [kg]

The characterisation model is based on a nested global multi-media fate, exposure and effects model called USES-LCA developed by Mark Huijbregts (Huijbregts et al 2000). Compared to the common EUSES model, USES-LCA includes adequate settings valid for the purpose of an LCA. Further more, the EUSES model is made as a initial and refined risk assessment tool and not for comparative purposes. For this reason that the USES-LCA model has to modify or change the EUSES use of estimation routines or worst-case default settings to more applicable in the context of LCA. More background information can be found on <http://www.leidenuniv.nl/interfac/cml/lca2/>.

Table A7 Characterisation factors, Ch , for human toxicity [kg 1,4-dichloro-benzene eq./kg_{substance}] from Huijbregts et al 2000.

Substance	cas no.	group	initial emission to	unit	kg 1,4-dichloro-benzene eq.
Benzene	71-43-2	aromatic	air	kg	1,9E+03
Benzene	71-43-2	aromatic	fresh water	kg	1,8E+03
Benzene	71-43-2	aromatic	marine water	kg	2,1E+02
Benzene	71-43-2	aromatic	agric. soil	kg	1,5E+04
Benzene	71-43-2	aromatic	indus. soil	kg	1,6E+03
Butylbenzylphthalate	85-68-7	aromatic	air	kg	1,0E+01
Butylbenzylphthalate	85-68-7	aromatic	fresh water	kg	8,6E-02
Butylbenzylphthalate	85-68-7	aromatic	marine water	kg	8,5E-04
Butylbenzylphthalate	85-68-7	aromatic	agric. soil	kg	3,1E-01
Butylbenzylphthalate	85-68-7	aromatic	indus. soil	kg	1,8E-03

Di(2-ethylhexyl)phthalate	117-81-7	aromatic	fresh water	kg	9,1E-01
Di(2-ethylhexyl)phthalate	117-81-7	aromatic	marine water	kg	4,0E-02
Di(2-ethylhexyl)phthalate	117-81-7	aromatic	agric. soil	kg	1,8E+00
Di(2-ethylhexyl)phthalate	117-81-7	aromatic	indus. soil	kg	5,2E-03
Dibutylphthalate	84-74-2	aromatic	air	kg	2,5E+01
Dibutylphthalate	84-74-2	aromatic	fresh water	kg	5,4E-01
Dibutylphthalate	84-74-2	aromatic	marine water	kg	3,0E-03
Dibutylphthalate	84-74-2	aromatic	agric. soil	kg	1,3E+00
Dibutylphthalate	84-74-2	aromatic	indus. soil	kg	1,3E-02
Diethylphthalate	84-66-2	aromatic	air	kg	3,2E-01
Diethylphthalate	84-66-2	aromatic	fresh water	kg	1,4E-01
Diethylphthalate	84-66-2	aromatic	marine water	kg	5,7E-04
Diethylphthalate	84-66-2	aromatic	agric. soil	kg	5,7E-02
Diethylphthalate	84-66-2	aromatic	indus. soil	kg	3,3E-03
Dihexylphthalate	84-75-3	aromatic	air	kg	7,0E+03
Dihexylphthalate	84-75-3	aromatic	fresh water	kg	1,4E+04
Dihexylphthalate	84-75-3	aromatic	marine water	kg	3,7E+02
Dihexylphthalate	84-75-3	aromatic	agric. soil	kg	1,2E+03
Dihexylphthalate	84-75-3	aromatic	indus. soil	kg	1,4E+01
Diisodecylphthalate	26761-40-0	aromatic	air	kg	4,6E+01
Diisodecylphthalate	26761-40-0	aromatic	fresh water	kg	1,9E+01
Diisodecylphthalate	26761-40-0	aromatic	marine water	kg	3,2E+00
Diisodecylphthalate	26761-40-0	aromatic	agric. soil	kg	1,1E+02
Diisodecylphthalate	26761-40-0	aromatic	indus. soil	kg	3,8E-02
Diisooctylphthalate	27554-26-3	aromatic	air	kg	3,1E+02
Diisooctylphthalate	27554-26-3	aromatic	fresh water	kg	1,8E+01
Diisooctylphthalate	27554-26-3	aromatic	marine water	kg	9,7E+00
Diisooctylphthalate	27554-26-3	aromatic	agric. soil	kg	3,2E+01
Diisooctylphthalate	27554-26-3	aromatic	indus. soil	kg	5,2E-02
Dimethylphthalate	133-11-3	aromatic	air	kg	2,1E+02
Dimethylphthalate	133-11-3	aromatic	fresh water	kg	7,2E+00
Dimethylphthalate	133-11-3	aromatic	marine water	kg	8,4E-03
Dimethylphthalate	133-11-3	aromatic	agric. soil	kg	2,8E+01
Dimethylphthalate	133-11-3	aromatic	indus. soil	kg	2,7E-01
Diocetylphthalate	117-84-0	aromatic	air	kg	1,9E+01
Diocetylphthalate	117-84-0	aromatic	fresh water	kg	6,3E+00
Diocetylphthalate	117-84-0	aromatic	marine water	kg	1,3E+00
Diocetylphthalate	117-84-0	aromatic	agric. soil	kg	8,6E+00
Diocetylphthalate	117-84-0	aromatic	indus. soil	kg	8,8E-03
Ethylbenzene	100-41-4	aromatic	air	kg	9,7E-01

ethylbenzene	100-41-4	aromatic	fresh water	kg	8,3E-01
ethylbenzene	100-41-4	aromatic	marine water	kg	7,0E-02
ethylbenzene	100-41-4	aromatic	agric. soil	kg	7,5E-01
ethylbenzene	100-41-4	aromatic	indus. soil	kg	5,0E-01
meta-Xylene	108-38-3	aromatic	air	kg	2,7E-02
meta-xylene	108-38-3	aromatic	fresh water	kg	3,4E-01
meta-xylene	108-38-3	aromatic	marine water	kg	1,0E-02
meta-xylene	108-38-3	aromatic	agric. soil	kg	3,8E+00
meta-xylene	108-38-3	aromatic	indus. soil	kg	1,9E-02
ortho-Xylene	95-47-6	aromatic	air	kg	1,2E-01
ortho-xylene	95-47-6	aromatic	fresh water	kg	4,2E-01
ortho-xylene	95-47-6	aromatic	marine water	kg	2,6E-02
ortho-xylene	95-47-6	aromatic	agric. soil	kg	5,0E+00
ortho-xylene	95-47-6	aromatic	indus. soil	kg	7,6E-02
para-Xylene	106-42-3	aromatic	air	kg	4,3E-02
para-xylene	106-42-3	aromatic	fresh water	kg	3,5E-01
para-xylene	106-42-3	aromatic	marine water	kg	1,3E-02
para-xylene	106-42-3	aromatic	agric. soil	kg	3,0E+00
para-xylene	106-42-3	aromatic	indus. soil	kg	2,5E-02
Phenol	108-95-2	aromatic	air	kg	5,2E-01
phenol	108-95-2	aromatic	fresh water	kg	4,9E-02
phenol	108-95-2	aromatic	marine water	kg	8,0E-05
phenol	108-95-2	aromatic	agric. soil	kg	1,9E+00
phenol	108-95-2	aromatic	indus. soil	kg	6,0E-03
phthalic anhydride	85-44-9	aromatic	air	kg	4,1E-01
phthalic anhydride	85-44-9	aromatic	fresh water	kg	1,1E-04
phthalic anhydride	85-44-9	aromatic	marine water	kg	1,0E-07
phthalic anhydride	85-44-9	aromatic	agric. soil	kg	1,0E-02
phthalic anhydride	85-44-9	aromatic	indus. soil	kg	6,6E-07
styrene	100-42-5	aromatic	air	kg	4,7E-02
styrene	100-42-5	aromatic	fresh water	kg	8,5E-02
styrene	100-42-5	aromatic	marine water	kg	1,0E-02
styrene	100-42-5	aromatic	agric. soil	kg	4,8E-01
styrene	100-42-5	aromatic	indus. soil	kg	1,8E-02
Toluene	108-88-3	aromatic	air	kg	3,3E-01
toluene	108-88-3	aromatic	fresh water	kg	3,0E-01
toluene	108-88-3	aromatic	marine water	kg	3,9E-02
toluene	108-88-3	aromatic	agric. soil	kg	3,5E-01
toluene	108-88-3	aromatic	indus. soil	kg	2,1E-01
1,2,3,4-tetrachlorobenzene	634-66-2	halogenated aromatic	air	kg	5,0E+01

1,2,3,4-tetrachlorobenzene	634-66-2	halogenated aromatic	fresh water	kg	1,6E+02
1,2,3,4-tetrachlorobenzene	634-66-2	halogenated aromatic	marine water	kg	3,0E+01
1,2,3,4-tetrachlorobenzene	634-66-2	halogenated aromatic	agric. soil	kg	8,0E+01
1,2,3,4-tetrachlorobenzene	634-66-2	halogenated aromatic	indus. soil	kg	5,2E+00
1,2,3,5-tetrachlorobenzene	634-90-2	halogenated aromatic	air	kg	4,6E+01
1,2,3,5-tetrachlorobenzene	634-90-2	halogenated aromatic	fresh water	kg	9,2E+01
1,2,3,5-tetrachlorobenzene	634-90-2	halogenated aromatic	marine water	kg	2,5E+01
1,2,3,5-tetrachlorobenzene	634-90-2	halogenated aromatic	agric. soil	kg	1,8E+02
1,2,3,5-tetrachlorobenzene	634-90-2	halogenated aromatic	indus. soil	kg	1,4E+01
1,2,3-trichlorobenzene	87-61-6	halogenated aromatic	air	kg	1,3E+02
1,2,3-trichlorobenzene	87-61-6	halogenated aromatic	fresh water	kg	1,3E+02
1,2,3-trichlorobenzene	87-61-6	halogenated aromatic	marine water	kg	6,2E+01
1,2,3-trichlorobenzene	87-61-6	halogenated aromatic	agric. soil	kg	5,6E+01
1,2,3-trichlorobenzene	87-61-6	halogenated aromatic	indus. soil	kg	5,4E+01
1,2,4,5-tetrachlorobenzene	95-94-3	halogenated aromatic	air	kg	3,5E+01
1,2,4,5-tetrachlorobenzene	95-94-3	halogenated aromatic	fresh water	kg	1,8E+02
1,2,4,5-tetrachlorobenzene	95-94-3	halogenated aromatic	marine water	kg	3,0E+01
1,2,4,5-tetrachlorobenzene	95-94-3	halogenated aromatic	agric. soil	kg	8,4E+01
1,2,4,5-tetrachlorobenzene	95-94-3	halogenated aromatic	indus. soil	kg	5,4E+00
1,2,4-trichlorobenzene	120-82-1	halogenated aromatic	air	kg	1,2E+02
1,2,4-trichlorobenzene	120-82-1	halogenated aromatic	fresh water	kg	1,2E+02
1,2,4-trichlorobenzene	120-82-1	halogenated aromatic	marine water	kg	5,6E+01
1,2,4-trichlorobenzene	120-82-1	halogenated aromatic	agric. soil	kg	4,2E+01
1,2,4-trichlorobenzene	120-82-1	halogenated aromatic	indus. soil	kg	4,3E+01
1,2-dichlorobenzene	95-50-1	halogenated aromatic	air	kg	9,1E+00
1,2-dichlorobenzene	95-50-1	halogenated aromatic	fresh water	kg	8,9E+00
1,2-dichlorobenzene	95-50-1	halogenated aromatic	marine water	kg	4,1E+00
1,2-dichlorobenzene	95-50-1	halogenated aromatic	agric. soil	kg	7,3E+00
1,2-dichlorobenzene	95-50-1	halogenated aromatic	indus. soil	kg	6,9E+00
1,3,5-trichlorobenzene	108-70-3	halogenated aromatic	air	kg	1,2E+02
1,3,5-trichlorobenzene	108-70-3	halogenated aromatic	fresh water	kg	1,2E+02
1,3,5-trichlorobenzene	108-70-3	halogenated aromatic	marine water	kg	5,4E+01
1,3,5-trichlorobenzene	108-70-3	halogenated aromatic	agric. soil	kg	6,9E+01
1,3,5-trichlorobenzene	108-70-3	halogenated aromatic	indus. soil	kg	5,2E+01
1,3-dichlorobenzene	541-73-1	halogenated aromatic	air	kg	6,2E+01
1,3-dichlorobenzene	541-73-1	halogenated aromatic	fresh water	kg	7,4E+01
1,3-dichlorobenzene	541-73-1	halogenated aromatic	marine water	kg	3,0E+01
1,3-dichlorobenzene	541-73-1	halogenated aromatic	agric. soil	kg	2,5E+02
1,3-dichlorobenzene	541-73-1	halogenated aromatic	indus. soil	kg	5,0E+01
1,4-dichlorobenzene	106-46-7	halogenated aromatic	air	kg	1,0E+00

1,4-dichlorobenzene	106-46-7	halogenated aromatic	fresh water	kg	1,1E+00
1,4-dichlorobenzene	106-46-7	halogenated aromatic	marine water	kg	4,7E-01
1,4-dichlorobenzene	106-46-7	halogenated aromatic	agric. soil	kg	2,9E+00
1,4-dichlorobenzene	106-46-7	halogenated aromatic	indus. soil	kg	7,4E-01
1-chloro-4-nitrobenzene	100-00-5	halogenated aromatic	air	kg	1,2E+03
1-chloro-4-nitrobenzene	100-00-5	halogenated aromatic	fresh water	kg	1,7E+03
1-chloro-4-nitrobenzene	100-00-5	halogenated aromatic	marine water	kg	2,2E+02
1-chloro-4-nitrobenzene	100-00-5	halogenated aromatic	agric. soil	kg	2,2E+04
1-chloro-4-nitrobenzene	100-00-5	halogenated aromatic	indus. soil	kg	4,6E+02
2,3,4,6-tetrachlorophenol	58-90-2	halogenated aromatic	air	kg	2,9E+02
2,3,4,6-tetrachlorophenol	58-90-2	halogenated aromatic	fresh water	kg	3,5E+01
2,3,4,6-tetrachlorophenol	58-90-2	halogenated aromatic	marine water	kg	2,6E-01
2,3,4,6-tetrachlorophenol	58-90-2	halogenated aromatic	agric. soil	kg	3,1E+01
2,3,4,6-tetrachlorophenol	58-90-2	halogenated aromatic	indus. soil	kg	1,6E+00
2,3,7,8-TCDD	1746-01-6	halogenated aromatic	air	kg	1,9E+09
2,3,7,8-TCDD	1746-01-6	halogenated aromatic	fresh water	kg	8,6E+08
2,3,7,8-TCDD	1746-01-6	halogenated aromatic	marine water	kg	4,2E+08
2,3,7,8-TCDD	1746-01-6	halogenated aromatic	agric. soil	kg	1,3E+09
2,3,7,8-TCDD	1746-01-6	halogenated aromatic	indus. soil	kg	1,0E+07
2,4,5-trichlorophenol	95-95-4	halogenated aromatic	air	kg	8,3E+00
2,4,5-trichlorophenol	95-95-4	halogenated aromatic	fresh water	kg	4,5E+01
2,4,5-trichlorophenol	95-95-4	halogenated aromatic	marine water	kg	6,1E-01
2,4,5-trichlorophenol	95-95-4	halogenated aromatic	agric. soil	kg	5,3E+00
2,4,5-trichlorophenol	95-95-4	halogenated aromatic	indus. soil	kg	2,9E+00
2,4,6-trichlorophenol	88-06-2	halogenated aromatic	air	kg	1,4E+04
2,4,6-trichlorophenol	88-06-2	halogenated aromatic	fresh water	kg	9,1E+03
2,4,6-trichlorophenol	88-06-2	halogenated aromatic	marine water	kg	4,7E+01
2,4,6-trichlorophenol	88-06-2	halogenated aromatic	agric. soil	kg	1,8E+03
2,4,6-trichlorophenol	88-06-2	halogenated aromatic	indus. soil	kg	1,7E+02
2,4-dichlorophenol	120-83-2	halogenated aromatic	air	kg	9,5E+01
2,4-dichlorophenol	120-83-2	halogenated aromatic	fresh water	kg	1,6E+01
2,4-dichlorophenol	120-83-2	halogenated aromatic	marine water	kg	6,5E-02
2,4-dichlorophenol	120-83-2	halogenated aromatic	agric. soil	kg	7,4E+02
2,4-dichlorophenol	120-83-2	halogenated aromatic	indus. soil	kg	1,9E+00
2-chlorophenol	95-57-8	halogenated aromatic	air	kg	2,2E+01
2-chlorophenol	95-57-8	halogenated aromatic	fresh water	kg	7,0E+01
2-chlorophenol	95-57-8	halogenated aromatic	marine water	kg	3,5E-01
2-chlorophenol	95-57-8	halogenated aromatic	agric. soil	kg	8,3E+00
2-chlorophenol	95-57-8	halogenated aromatic	indus. soil	kg	1,4E+00
3,4-dichloroaniline	95-76-1	halogenated aromatic	air	kg	2,2E+02

3,4-dichloroaniline	95-76-1	halogenated aromatic	fresh water	kg	1,3E+02
3,4-dichloroaniline	95-76-1	halogenated aromatic	marine water	kg	1,5E+00
3,4-dichloroaniline	95-76-1	halogenated aromatic	agric. soil	kg	1,7E+03
3,4-dichloroaniline	95-76-1	halogenated aromatic	indus. soil	kg	3,1E+01
3-chloroaniline	108-42-9	halogenated aromatic	air	kg	1,7E+04
3-chloroaniline	108-42-9	halogenated aromatic	fresh water	kg	3,5E+03
3-chloroaniline	108-42-9	halogenated aromatic	marine water	kg	2,1E+00
3-chloroaniline	108-42-9	halogenated aromatic	agric. soil	kg	3,0E+04
3-chloroaniline	108-42-9	halogenated aromatic	indus. soil	kg	4,6E+02
4-chloroaniline	106-47-8	halogenated aromatic	air	kg	2,6E+02
4-chloroaniline	106-47-8	halogenated aromatic	fresh water	kg	2,9E+03
4-chloroaniline	106-47-8	halogenated aromatic	marine water	kg	4,0E+00
4-chloroaniline	106-47-8	halogenated aromatic	agric. soil	kg	3,5E+04
4-chloroaniline	106-47-8	halogenated aromatic	indus. soil	kg	5,1E+02
benzylchloride	100-44-7	halogenated aromatic	air	kg	3,5E+03
benzylchloride	100-44-7	halogenated aromatic	fresh water	kg	2,4E+03
benzylchloride	100-44-7	halogenated aromatic	marine water	kg	5,5E+01
benzylchloride	100-44-7	halogenated aromatic	agric. soil	kg	5,5E+03
benzylchloride	100-44-7	halogenated aromatic	indus. soil	kg	4,9E+02
chlorobenzene	108-90-7	halogenated aromatic	air	kg	9,2E+00
chlorobenzene	108-90-7	halogenated aromatic	fresh water	kg	9,1E+00
chlorobenzene	108-90-7	halogenated aromatic	marine water	kg	5,2E+00
chlorobenzene	108-90-7	halogenated aromatic	agric. soil	kg	7,1E+00
chlorobenzene	108-90-7	halogenated aromatic	indus. soil	kg	6,8E+00
dioxins (TEQ)	dioxine	halogenated aromatic	fresh water	kg	8,6E+08
dioxins (unspec.)	dioxines	halogenated aromatic	air	kg	1,9E+09
hexachlorobenzene	118-74-1	halogenated aromatic	air	kg	3,2E+06
hexachlorobenzene	118-74-1	halogenated aromatic	fresh water	kg	5,6E+06
hexachlorobenzene	118-74-1	halogenated aromatic	marine water	kg	3,4E+06
hexachlorobenzene	118-74-1	halogenated aromatic	agric. soil	kg	3,3E+07
hexachlorobenzene	118-74-1	halogenated aromatic	indus. soil	kg	1,3E+06
pentachlorobenzene	608-93-5	halogenated aromatic	air	kg	4,1E+02
pentachlorobenzene	608-93-5	halogenated aromatic	fresh water	kg	1,2E+03
pentachlorobenzene	608-93-5	halogenated aromatic	marine water	kg	4,1E+02
pentachlorobenzene	608-93-5	halogenated aromatic	agric. soil	kg	4,5E+03
pentachlorobenzene	608-93-5	halogenated aromatic	indus. soil	kg	1,4E+02
pentachloronitrobenzene	82-68-8	halogenated aromatic	air	kg	1,9E+02
pentachloronitrobenzene	82-68-8	halogenated aromatic	fresh water	kg	9,1E+01
pentachloronitrobenzene	82-68-8	halogenated aromatic	marine water	kg	4,6E+01
pentachloronitrobenzene	82-68-8	halogenated aromatic	agric. soil	kg	7,2E+01

pentachloronitrobenzene	82-68-8	halogenated aromatic	indus. soil	kg	4,3E+00
pentachlorophenol	87-86-5	halogenated aromatic	air	kg	5,1E+00
pentachlorophenol	87-86-5	halogenated aromatic	fresh water	kg	7,2E+00
pentachlorophenol	87-86-5	halogenated aromatic	marine water	kg	1,4E-01
pentachlorophenol	87-86-5	halogenated aromatic	agric. soil	kg	1,5E-01
pentachlorophenol	87-86-5	halogenated aromatic	indus. soil	kg	3,9E-02
1,1,1-trichloroethane	71-55-6	halogenated nonaromatic	air	kg	1,6E+01
1,1,1-trichloroethane	71-55-6	halogenated nonaromatic	fresh water	kg	1,6E+01
1,1,1-trichloroethane	71-55-6	halogenated nonaromatic	marine water	kg	9,6E+00
1,1,1-trichloroethane	71-55-6	halogenated nonaromatic	agric. soil	kg	1,6E+01
1,1,1-trichloroethane	71-55-6	halogenated nonaromatic	indus. soil	kg	1,6E+01
1,2-dichloroethane	107-06-2	halogenated nonaromatic	fresh water	kg	2,8E+01
1,2-dichloroethane	107-06-2	halogenated nonaromatic	marine water	kg	5,5E+00
1,2-dichloroethane	107-06-2	halogenated nonaromatic	agric. soil	kg	1,3E+03
1,2-dichloroethane	107-06-2	halogenated nonaromatic	indus. soil	kg	5,7E+00
Dichloromethane	75-09-2	halogenated nonaromatic	air	kg	2,0E+00
Dichloromethane	75-09-2	halogenated nonaromatic	fresh water	kg	1,8E+00
Dichloromethane	75-09-2	halogenated nonaromatic	marine water	kg	3,0E-01
Dichloromethane	75-09-2	halogenated nonaromatic	agric. soil	kg	2,4E+00
Dichloromethane	75-09-2	halogenated nonaromatic	indus. soil	kg	1,3E+00
hexachloro-1,3-butadiene	87-68-3	halogenated nonaromatic	air	kg	7,9E+04
hexachloro-1,3-butadiene	87-68-3	halogenated nonaromatic	fresh water	kg	8,0E+04
hexachloro-1,3-butadiene	87-68-3	halogenated nonaromatic	marine water	kg	3,9E+04
hexachloro-1,3-butadiene	87-68-3	halogenated nonaromatic	agric. soil	kg	3,0E+04
hexachloro-1,3-butadiene	87-68-3	halogenated nonaromatic	indus. soil	kg	3,5E+04
tetrachloroethylene	127-18-4	halogenated nonaromatic	air	kg	5,5E+00
tetrachloroethylene	127-18-4	halogenated nonaromatic	fresh water	kg	5,7E+00
tetrachloroethylene	127-18-4	halogenated nonaromatic	marine water	kg	2,8E+00
tetrachloroethylene	127-18-4	halogenated nonaromatic	agric. soil	kg	6,4E+00
tetrachloroethylene	127-18-4	halogenated nonaromatic	indus. soil	kg	5,2E+00
Tetrachloromethane	56-23-5	halogenated nonaromatic	air	kg	2,2E+02
Tetrachloromethane	56-23-5	halogenated nonaromatic	fresh water	kg	2,2E+02
Tetrachloromethane	56-23-5	halogenated nonaromatic	marine water	kg	1,7E+02
Tetrachloromethane	56-23-5	halogenated nonaromatic	agric. soil	kg	2,2E+02
Tetrachloromethane	56-23-5	halogenated nonaromatic	indus. soil	kg	2,2E+02
Trichloroethylene	79-01-6	halogenated nonaromatic	air	kg	3,4E+01
Trichloroethylene	79-01-6	halogenated nonaromatic	fresh water	kg	3,3E+01
Trichloroethylene	79-01-6	halogenated nonaromatic	marine water	kg	1,4E+01
Trichloroethylene	79-01-6	halogenated nonaromatic	agric. soil	kg	3,2E+01
Trichloroethylene	79-01-6	halogenated nonaromatic	indus. soil	kg	3,2E+01

Trichloromethane	67-66-3	halogenated nonaromatic	air	kg	1,3E+01
Trichloromethane	67-66-3	halogenated nonaromatic	fresh water	kg	1,3E+01
Trichloromethane	67-66-3	halogenated nonaromatic	marine water	kg	6,0E+00
Trichloromethane	67-66-3	halogenated nonaromatic	agric. soil	kg	1,4E+01
Trichloromethane	67-66-3	halogenated nonaromatic	indus. soil	kg	1,0E+01
Vinyl Chloride	75-01-4	halogenated nonaromatic	air	kg	8,4E+01
Vinyl Chloride	75-01-4	halogenated nonaromatic	fresh water	kg	1,4E+02
Vinyl Chloride	75-01-4	halogenated nonaromatic	marine water	kg	4,3E+01
Vinyl Chloride	75-01-4	halogenated nonaromatic	agric. soil	kg	5,2E+02
Vinyl Chloride	75-01-4	halogenated nonaromatic	indus. soil	kg	8,3E+01
1,2-dichloroethane	107-06-2	halogenated nonaromatic (alkane)	air	kg	6,8E+00
ammonia	7664-41-7	inorganic	air	kg	1,0E-01
carbon disulfide	75-15-0	inorganic	air	kg	2,4E+00
carbon disulfide	75-15-0	inorganic	fresh water	kg	2,4E+00
carbon disulfide	75-15-0	inorganic	marine water	kg	4,8E-01
carbon disulfide	75-15-0	inorganic	agric. soil	kg	3,6E+00
carbon disulfide	75-15-0	inorganic	indus. soil	kg	2,2E+00
dust (PM10)	PM10	inorganic	air	kg	8,2E-01
hydrogen chloride	7647-01-0	inorganic	air	kg	5,0E-01
hydrogen fluoride	7664-39-3	inorganic	air	kg	2,9E+03
hydrogen fluoride	7664-39-3	inorganic	fresh water	kg	3,6E+03
hydrogen fluoride	7664-39-3	inorganic	marine water	kg	3,6E+03
hydrogen fluoride	7664-39-3	inorganic	agric. soil	kg	1,8E+03
hydrogen fluoride	7664-39-3	inorganic	indus. soil	kg	1,8E+03
hydrogen sulfide	7783-06-4	inorganic	air	kg	2,2E-01
nitrogen dioxide	10102-44-0	inorganic	air	kg	1,2E+00
nitrogen oxides (as NO2)	10102-44-0 (as NO2)	inorganic	air	kg	1,2E+00
sulphur dioxide	7446-09-5	inorganic	air	kg	9,6E-02
antimony	7440-36-0	metal	air	kg	6,7E+03
antimony	7440-36-0	metal	fresh water	kg	5,1E+03
antimony	7440-36-0	metal	marine water	kg	8,6E+03
antimony	7440-36-0	metal	agric. soil	kg	8,9E+03
antimony	7440-36-0	metal	indus. soil	kg	2,6E+03
arsenic	7440-38-2	metal	air	kg	3,5E+05
arsenic	7440-38-2	metal	fresh water	kg	9,5E+02
arsenic	7440-38-2	metal	marine water	kg	2,4E+03
arsenic	7440-38-2	metal	agric. soil	kg	3,2E+04
arsenic	7440-38-2	metal	indus. soil	kg	1,0E+03
barium	7440-39-3	metal	air	kg	7,6E+02

barium	7440-39-3	metal	fresh water	kg	6,3E+02
barium	7440-39-3	metal	marine water	kg	8,0E+02
barium	7440-39-3	metal	agric. soil	kg	3,6E+02
barium	7440-39-3	metal	indus. soil	kg	3,2E+02
beryllium	7440-41-7	metal	air	kg	2,3E+05
beryllium	7440-41-7	metal	fresh water	kg	1,4E+04
beryllium	7440-41-7	metal	marine water	kg	1,6E+04
beryllium	7440-41-7	metal	agric. soil	kg	1,3E+04
beryllium	7440-41-7	metal	indus. soil	kg	7,0E+03
cadmium (II) ion	22537-48-0	metal	air	kg	1,5E+05
cadmium (II) ion	22537-48-0	metal	fresh water	kg	2,3E+01
cadmium (II) ion	22537-48-0	metal	marine water	kg	1,0E+02
cadmium (II) ion	22537-48-0	metal	agric. soil	kg	2,0E+04
cadmium (II) ion	22537-48-0	metal	indus. soil	kg	6,7E+01
chromium (III) ion	16065-83-1	metal	air	kg	6,5E+02
chromium (III) ion	16065-83-1	metal	marine water	kg	1,0E+01
chromium (III) ion	16065-83-1	metal	agric. soil	kg	5,1E+03
chromium (III) ion	16065-83-1	metal	indus. soil	kg	3,0E+02
chromium (VI) ion	18540-29-9	metal	air	kg	3,4E+06
chromium (VI) ion	18540-29-9	metal	marine water	kg	1,7E+01
chromium (VI) ion	18540-29-9	metal	agric. soil	kg	8,5E+03
chromium (VI) ion	18540-29-9	metal	indus. soil	kg	5,0E+02
chromium III	16065-83-1	metal	fresh water	kg	2,1E+00
chromium VI	18540-29-9	metal	fresh water	kg	3,4E+00
cobalt	7440-48-4	metal	air	kg	1,7E+04
cobalt	7440-48-4	metal	fresh water	kg	9,7E+01
cobalt	7440-48-4	metal	marine water	kg	6,0E+01
cobalt	7440-48-4	metal	agric. soil	kg	2,4E+03
cobalt	7440-48-4	metal	indus. soil	kg	5,9E+01
copper (II) ion	15158-11-9	metal	air	kg	4,3E+03
copper (II) ion	15158-11-9	metal	fresh water	kg	1,3E+00
copper (II) ion	15158-11-9	metal	marine water	kg	5,9E+00
copper (II) ion	15158-11-9	metal	agric. soil	kg	9,4E+01
copper (II) ion	15158-11-9	metal	indus. soil	kg	1,3E+00
lead (II) ion	14280-50-3	metal	air	kg	4,7E+02
lead (II) ion	14280-50-3	metal	fresh water	kg	1,2E+01
lead (II) ion	14280-50-3	metal	marine water	kg	7,9E+01
lead (II) ion	14280-50-3	metal	agric. soil	kg	3,3E+03
lead (II) ion	14280-50-3	metal	indus. soil	kg	2,9E+02
mercury (II) ion	14302-87-5	metal	air	kg	6,0E+03

mercury (II) ion	14302-87-5	metal	fresh water	kg	1,4E+03
mercury (II) ion	14302-87-5	metal	marine water	kg	8,2E+03
mercury (II) ion	14302-87-5	metal	agric. soil	kg	5,9E+03
mercury (II) ion	14302-87-5	metal	indus. soil	kg	1,1E+03
methyl-mercury	22967-92-6	metal	air	kg	5,8E+04
methyl-mercury	22967-92-6	metal	fresh water	kg	1,5E+04
methyl-mercury	22967-92-6	metal	marine water	kg	8,8E+04
methyl-mercury	22967-92-6	metal	agric. soil	kg	2,0E+04
methyl-mercury	22967-92-6	metal	indus. soil	kg	1,1E+04
molybdenum	7439-98-7	metal	air	kg	5,4E+03
molybdenum	7439-98-7	metal	fresh water	kg	5,5E+03
molybdenum	7439-98-7	metal	marine water	kg	6,8E+03
molybdenum	7439-98-7	metal	agric. soil	kg	6,2E+03
molybdenum	7439-98-7	metal	indus. soil	kg	3,1E+03
nickel	7440-02-0	metal	air	kg	3,5E+04
nickel	7440-02-0	metal	fresh water	kg	3,3E+02
nickel	7440-02-0	metal	marine water	kg	7,5E+02
nickel	7440-02-0	metal	agric. soil	kg	2,7E+03
nickel	7440-02-0	metal	indus. soil	kg	2,0E+02
selenium	7782-49-2	metal	air	kg	4,8E+04
selenium	7782-49-2	metal	fresh water	kg	5,6E+04
selenium	7782-49-2	metal	marine water	kg	6,3E+04
selenium	7782-49-2	metal	agric. soil	kg	2,9E+04
selenium	7782-49-2	metal	indus. soil	kg	2,8E+04
thallium	7440-28-0	metal	air	kg	4,3E+05
thallium	7440-28-0	metal	fresh water	kg	2,3E+05
thallium	7440-28-0	metal	marine water	kg	2,9E+05
thallium	7440-28-0	metal	agric. soil	kg	2,0E+06
thallium	7440-28-0	metal	indus. soil	kg	1,2E+05
tin	7440-31-5	metal	air	kg	1,7E+00
tin	7440-31-5	metal	fresh water	kg	1,7E-02
tin	7440-31-5	metal	marine water	kg	1,1E-01
tin	7440-31-5	metal	agric. soil	kg	1,3E+01
tin	7440-31-5	metal	indus. soil	kg	5,2E-01
vanadium	7440-62-2	metal	air	kg	6,2E+03
vanadium	7440-62-2	metal	fresh water	kg	3,2E+03
vanadium	7440-62-2	metal	marine water	kg	6,2E+03
vanadium	7440-62-2	metal	agric. soil	kg	1,9E+04
vanadium	7440-62-2	metal	indus. soil	kg	1,7E+03
zinc (II) ion	23713-49-7	metal	air	kg	1,0E+02

zinc (II) ion	23713-49-7	metal	fresh water	kg	5,8E-01
zinc (II) ion	23713-49-7	metal	marine water	kg	3,2E+00
zinc (II) ion	23713-49-7	metal	agric. soil	kg	6,4E+01
zinc (II) ion	23713-49-7	metal	indus. soil	kg	4,2E-01
Acrolein	107-02-8	nonaromatic (aldehyde)	air	kg	5,7E+01
Acrolein	107-02-8	nonaromatic (aldehyde)	fresh water	kg	5,9E+01
Acrolein	107-02-8	nonaromatic (aldehyde)	marine water	kg	8,0E-01
Formaldehyde	50-00-0	nonaromatic (aldehyde)	air	kg	8,3E-01
Formaldehyde	50-00-0	nonaromatic (aldehyde)	fresh water	kg	3,7E-02
Formaldehyde	50-00-0	nonaromatic (aldehyde)	marine water	kg	2,8E-05
Formaldehyde	50-00-0	nonaromatic (aldehyde)	agric. soil	kg	2,3E+00
Formaldehyde	50-00-0	nonaromatic (aldehyde)	indus. soil	kg	1,9E-02
1,3-Butadiene	106-99-0	nonaromatic (alkene)	air	kg	2,2E+03
1,3-butadiene	106-99-0	nonaromatic (alkene)	fresh water	kg	7,0E+03
1,3-butadiene	106-99-0	nonaromatic (alkene)	marine water	kg	4,5E+02
1,3-butadiene	106-99-0	nonaromatic (alkene)	agric. soil	kg	3,1E+03
1,3-butadiene	106-99-0	nonaromatic (alkene)	indus. soil	kg	2,2E+03
Ethylene	74-85-1	nonaromatic (alkene)	air	kg	6,4E-01
ethylene	74-85-1	nonaromatic (alkene)	fresh water	kg	6,5E-01
ethylene	74-85-1	nonaromatic (alkene)	marine water	kg	4,7E-02
ethylene	74-85-1	nonaromatic (alkene)	agric. soil	kg	7,8E-01
ethylene	74-85-1	nonaromatic (alkene)	indus. soil	kg	6,2E-01
Acrolein	107-02-8	nonaromatic (ester)	agric. soil	kg	2,3E+02
Acrolein	107-02-8	nonaromatic (ester)	indus. soil	kg	1,7E+01
Ethylene Oxide	75-21-8	nonaromatic (ester)	air	kg	1,4E+04
ethylene oxide	75-21-8	nonaromatic (ester)	fresh water	kg	1,1E+04
ethylene oxide	75-21-8	nonaromatic (ester)	marine water	kg	5,4E+02
ethylene oxide	75-21-8	nonaromatic (ester)	agric. soil	kg	1,1E+05
ethylene oxide (ind.)	75-21-8	nonaromatic (ester)	indus. soil	kg	4,6E+03
Propylene Oxide	75-56-9	nonaromatic (ester)	air	kg	1,3E+03
propylene oxide	75-56-9	nonaromatic (ester)	fresh water	kg	2,6E+03
propylene oxide	75-56-9	nonaromatic (ester)	marine water	kg	1,6E+01
propylene oxide	75-56-9	nonaromatic (ester)	agric. soil	kg	2,2E+05
propylene oxide	75-56-9	nonaromatic (ester)	indus. soil	kg	5,9E+02
acrylonitrile	107-13-1	nonaromatic (nitrogen compound)	agric. soil	kg	4,9E+05
acrylonitrile	107-13-1	nonaromatic (nitrogen compound)	indus. soil	kg	1,5E+03
Acrylonitrile	107-13-1	nonaromatic (nitrogen compounds)	air	kg	3,4E+03
acrylonitrile	107-13-1	nonaromatic (nitrogen compounds)	fresh water	kg	7,1E+03
acrylonitrile	107-13-1	nonaromatic (nitrogen compounds)	marine water	kg	5,1E+01
anthracene	120-12-7	PAH	air	kg	5,2E-01

anthracene	120-12-7	PAH	fresh water	kg	2,1E+00
anthracene	120-12-7	PAH	marine water	kg	1,6E-01
anthracene	120-12-7	PAH	agric. soil	kg	5,1E-01
anthracene	120-12-7	PAH	indus. soil	kg	2,0E-02
Naphtalene	91-20-3	PAH	air	kg	8,1E+00
naphtalene	91-20-3	PAH	fresh water	kg	5,6E+00
naphtalene	91-20-3	PAH	marine water	kg	1,9E-01
naphtalene	91-20-3	PAH	agric. soil	kg	4,8E+00
naphtalene	91-20-3	PAH	indus. soil	kg	1,6E+00
Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Carcinogenic- (carcinogenic-PAH)	PAH carc.	PAH	air	kg	5,7E+05
Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Carcinogenic- (carcinogenic-PAH)	PAH carc.	PAH	fresh water	kg	2,8E+05
Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Carcinogenic- (carcinogenic-PAH)	PAH carc.	PAH	marine water	kg	2,9E+04
Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Carcinogenic- (carcinogenic-PAH)	PAH carc.	PAH	agric. soil	kg	7,1E+04
Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Carcinogenic- (carcinogenic-PAH)	PAH carc.	PAH	indus. soil	kg	2,7E+03

Ecological toxicity

Ecological toxicity is evaluated by regarding all initial compartments one at the time. The maximum yearly mass flow is then calculated under the condition that the concentration in any receiving compartment shall be equal or less than the acceptable concentration (i.e. predicted no effect concentration, PNEC). This implies that an Acceptable Initial Compartment Flow (AICF) can be established, see Figure A2. An AICF for all compartments will then have to be determined by an iterative calculation in USES-LCA (Huijbregts et al 2000), which constitutes a normalisation factor for each specific substance and initial compartment. The innovative with this procedure compared to the procedure suggested by Huijbregts et al (2000) is that an integrated assessment of ecological toxicity now is available. This normalisation is based on the acceptance of the precautionary principle.

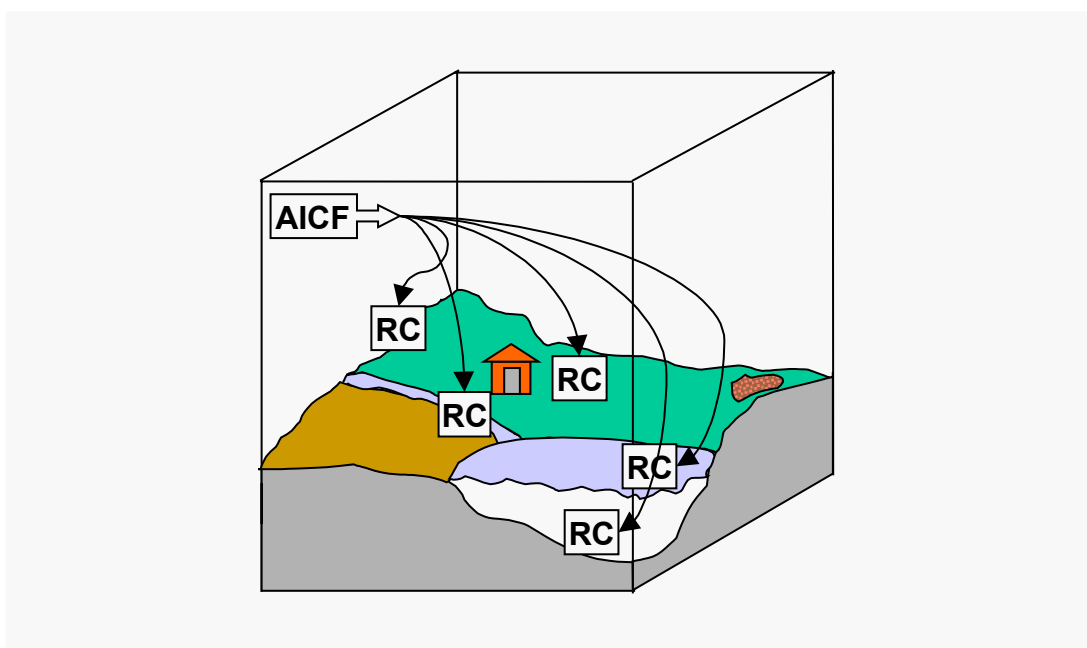


Figure A2 The dimensioned mass flow (AICF) corresponding to a risk characterisation ratio in the receiving compartment (RC) less or equal to 1 ($PEC/PNEC \leq 1$).

Characterisation factors for ecological toxicity is calculated according to:

$$I_{Etox} = \sum_i m_i \cdot Ch_i$$

where:

I_{Etox} potential impact for the environmental impact category ecological toxicity [Pe]

Ch_i characterisation factors to determine a contribution to the category indicator for a substance i , emitted to a specific receiving media [Pe/g substance]

m_i mass flow of the substance i , obtained from the life cycle inventory [g]

Table A8 Characterisation factors, Ch , for ecological toxicity [Pe/g_{substance}].

Initial emission to [Pe/g substance]:				
receiving media	air	Fresh water	sea water	agricult.soil
Antimony	2,3E-04	9,6E-04	2,6E-04	2,3E-03
Arsenic	6,1E-01	1,1E-02	2,0E-03	6,2E+00
Barium	3,7E-03	1,0E-02	5,2E-03	1,9E-02
Beryllium	2,3E+00	4,3E+00	3,1E+00	6,7E+00
Cadmium	3,0E-02	7,8E-02	1,8E-02	3,1E-01
Chromium III	1,1E+00	3,5E-04	1,0E-04	1,2E+01
Chromium VI	1,1E+00	1,4E-03	4,0E-04	1,2E+01
Cobalt	4,1E-02	1,1E-01	3,0E-02	4,1E-01
Copper	1,1E-02	5,8E-02	1,1E-02	3,0E-02
Lead	5,9E-03	4,9E-04	1,6E-04	6,0E-02
Mercury	9,9E+00	8,8E-02	2,1E-01	1,0E+02
Methyl-mercury	9,9E+00	2,0E+00	4,8E-01	1,0E+02
Molybdenum	9,0E-03	2,1E-02	1,2E-02	3,4E-02
Nickel	4,3E-02	1,7E-01	3,4E-02	4,4E-01
Selenium	9,9E-02	1,4E-01	1,3E-01	2,0E-01
Thallium	1,3E-01	4,1E-01	1,9E-01	6,5E-01
Tin	5,4E-03	1,0E-04	1,0E-04	5,5E-02

Vanadium	1,2E-01	4,3E-01	9,8E-02	1,3E+00
Zinc	4,5E-03	4,7E-03	1,1E-03	4,6E-02

Other characterisation factors covering all substances given in Table A7 can be calculated on demand (e-mail to: martin.erlandsson@ivl.se). Further development to include more receiving media for different soil compartments is planned.

Biologisk mångfald²

Bidraget till miljöpåverkanskategorin biologisk mångfald beräknas enligt följande ekvation:

$$I_{BM} = \sum_i m_i \cdot Ch_i$$

Där,

I_{BM} potentiellt bidrag till miljöpåverkanskategorin biologisk mångfald [ha·år]

Ch karakteriseringsfaktor för att bestämma bidraget till kategori indikatorn för resursen, i , från en aktivitet [ha·år·(producerad enhet)⁻¹].

m alla massflöden i livscykelinventeringen från aktiviteten, i , [producerad enhet]

Karakteriseringsfaktorn för en aktivitet bestäms i sin tur av följande ekvation:

$$Ch_{aktivitet} = Artförändring(katA)_{aktivitet} + VF \cdot Artförändring(katB)_{aktivitet}$$

där,

Ch Karakteriseringsfaktor för det som produceras eller nyttan från en viss aktivitet [(ha·år)/producerad enhet]

$katA$ Artförändring för däggdjur och fåglar.

² Påverkan av biologisk mångfald utgör en vidarebearbetning av Erlandsson (1996). De karakteriseringsfaktorer som ges i rapporten för påverkan av biologisk mångfald har skiftande precision. Speciellt värdena i tabell A12 skall användas främst som en indikator på aktiviteternas miljöeffekter. Osäkerheten i tabell A12 är orsakad av den uppskattning som görs av tiden det tar innan den biologiska mångfalden är den samma som före aktiviteten påbörjades på den aktuella platsen (dvs. tidsintegreringen). I de fallstudier där påverkan på biologisk mångfald tillämpats enligt här givet koncept visar emellertid att sådana aktiviteter som beskrivs i tabell A12, såsom gruvdrift, inte bidrar till miljöpåverkanskategorin på ett signifikant sätt, vilket gör att grova data enligt tabell A12 i dessa tillämpningar ofta kan anses acceptabla.

katB Artförändring för kräl-, groddjur och fiskar

VF Viktningsfaktor för kräl-, groddjur och fiskar (VF=0,5)

Som framgår av ekv³ationen ovan är högre stående arter betraktade som en indikator för artmässigt fler lägre stående arter i näringskedjan (Larsson 1992). Flora har här fått en viktningsfaktor på noll.

Artförändringen kan sedan bestämmas enligt nedanstående ekvation:

$$Artförändring(katX)_{aktivitet} = \int_0^{t=T} \frac{RA(t)dt}{arter_totalt} \cdot \frac{A}{\frac{1}{T} \sum_0^{t=T} p} \quad [(\text{ha}\cdot\text{år})/\text{producerad}$$

enhet]

där,

A av aktiviteten påverkad area [ha]

p produktion eller nyttan från den aktuella arean [ex. kg]

T återhämtningstid, tiden under vilken den biologiska mångfalden är mindre än den ursprungliga, alternativt om fortfarighetstillstånd råder då T sätts till 1 år

RA Antal rödlistade arter

AT Arter totalt före aktivitetens påbörjas

katX Artkategori

Biologisk mångfald utgår ifrån att studera antalet rödlistade arter som orsakas av olika mänskligt betingade aktiviteter. Det här presenterade konceptet bygger på en vidarebearbetning på en ansats av Erlandsson (1996). Miljöpåverkanskategorin tar hänsyn till vilken area en aktivitet påverkar, under vilken tidsrymd den biologiska mångfalden är mindre än den var från början och produktionen från den aktuella området/arean, se Bild A3.

³ sgdsgs

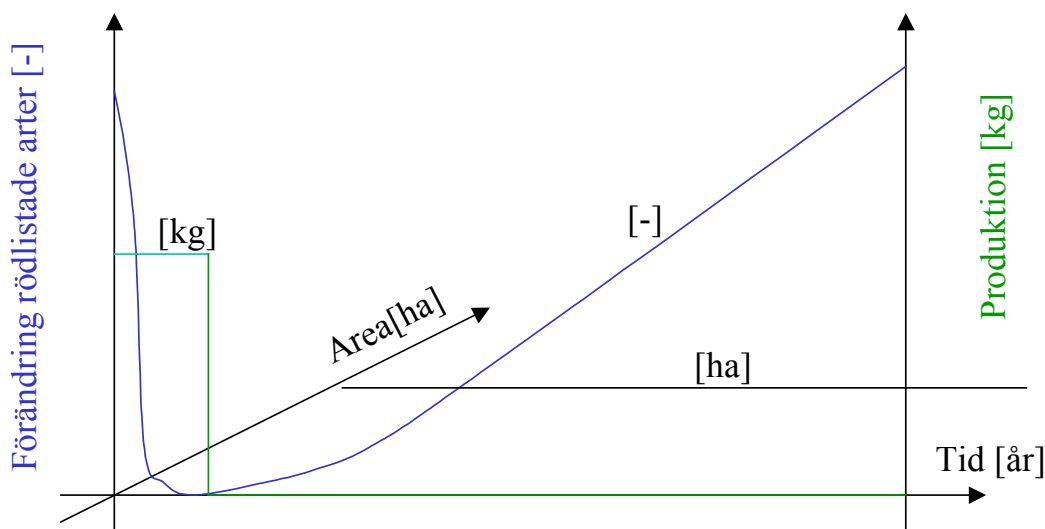


Bild A3 Principiell bild över variabler betraktade i karakteriseringsfaktorn för biologisk mångfald.

Ett viktigt förutsättning i det koncept som presenteras här är att resultatet från en aktivitet "belastas" under den tid som den biologiska mångfalden inte har nått upp till ursprunglig nivå. Återhämtningstid från det att aktiviteten/markutnyttjandet avvecklas till dess att mångfalden är återställd kan för en aktivitet vara mycket lång och är svår att bestämma. Om detta inte inträffar för en aktivitet kommer karakteriseringsfaktorn gå mot oändligheten. Denna typ av aktiviteter kommer under alla omständigheter att vara svåra att genomföra i praktiken om de ens existerar. Notera dock att det i konceptet inte behöver vara samma biologiska mångfald som skall återskapas. En torvexploatering av en myr leder till en drastiskt minskad biologisk mångfald under den aktiva fasen, men redan efter 100 år kan en annan lika (eller mer!) artrik mångfald ha återskapats. Valet av utgångsläge för den biologiska mångfalden påverkar bedömningen. Vid exempelvis jordbruk är utgångspunkten ett historiskt perspektiv med hävd mm vilket leder till en konservativ bedömning av det moderna jordbruket. Denna bedömning och antalet hotade eller försvunna arter styrs av vad vi uppfattar som ett mänskligt skapat kulturlandskap, vilket därför delvis kan jämföras med en estetisk värdering.

Tabell A11 Beräknade uttagspotentialer förutsatt ett fortfarighetstillstånd

Aktivitet/påverkansfaktor	Karakteriseringsfaktor	Enhet [ha·år per;...]
Jordbruk	1 700 000	ha jordbruksmark
Skogsbruk	0,14	sk m ³
Vattenreglering	0,00000450	kWh
Fiske	0,0189	kg
Förurning	0,0020	kg SO ₂ -ekv
Övergödning	0,00169	kg NO _x -ekv
Klimat	0,000014	kg CO ₂ -ekv
Exploatering av bebyggelse	184 000	ha bebyggd mark

Tabell A12 Beräknade uttagspotentialer för tidsbegränsade aktivitet. Verksamheterna antas pågå i 50 år och biologisk mångfalden återhämta sig linjärt efter detta ($T=550$ år). Karakteriseringsfaktorerna i denna tabell skall bara användas som en grov indikator.

Aktivitet/påverkansfaktor	Karakteriseringsfaktor [ha·år/kg]
Stål från underjordsbrytning från LKAB	0,00010
Metaller från Bolidens svenska sulfidmalmsbrytning i Aitikgruvan (dagbrott)	0,0040
Kalksten till cementtillverkning från File Hajdar, Cementsa, Gotland (dagbrott)	0,00000055

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

IVL är ett oberoende och fristående forskningsinstitut som ägs av staten och näringslivet. Vi erbjuder en helhetssyn, objektivitet och tvärvetenskap för sammansatta miljöfrågor och är en trovärdig partner i miljöarbetet.

IVLs mål är att ta fram vetenskapligt baserade beslutsunderlag åt näringsliv och myndigheter i deras arbetet för ett bärkraftigt samhälle.

IVLs affärsidé är att genom forskning och uppdrag snabbt förse samhället med ny kunskap i arbetet för en bättre miljö.

Forskning- och utvecklingsprojekt publiceras i

IVL Rapport: IVLs publikationsserie (B-serie)
IVL Nyheter: Nyheter om pågående projekt på den nationella och internationella marknaden
IVL Fakta: Referat av forskningsrapporter och projekt
IVLs hemsida: www.ivl.se

Forskning och utveckling som publiceras utanför IVLs publikationsservice registreras i IVLs A-serie. Resultat redovisas även vid seminarier, föreläsningar och konferenser.



IVL Svenska Miljöinstitutet AB

IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd

P.O.Box 210 60, SE-100 31 Stockholm
Hälsingegatan 43, Stockholm
Tel: +46 8 598 563 00
Fax: +46 8 598 563 90

P.O.Box 470 86, SE-402 58 Göteborg
Dagjämningsgatan 1, Göteborg
Tel: +46 31 725 62 00
Fax: +46 31 725 62 90

Aneboda, SE-360 30 Lammhult
Aneboda, Lammhult
Tel: +46 472 26 77 80
Fax: +46 472 26 77 90

www.ivl.se