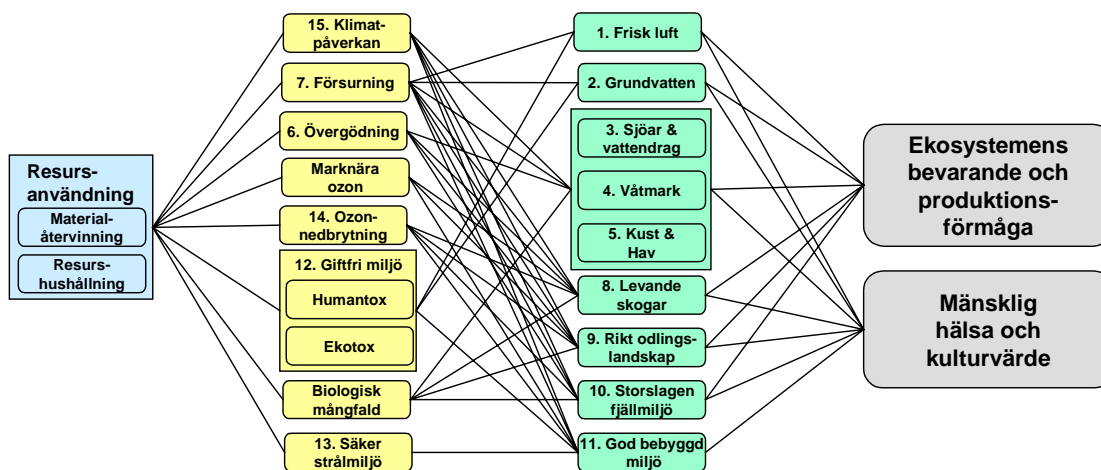


Viktning av olika miljöpåverkanskategorier baserat på en vision om det framtida hållbara folkhemmet – de svenska miljö kvalitetsmålen



Martin Erlandsson

B 1385

Stockholm, juli 2000

Reviderad oktober 2000



<b>Organisation/Organization</b> IVL Svenska Miljöinstitutet AB IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd.	<b>RAPPORTSAMMANFATTNING</b> <b>Report Summary</b>
<b>Adress/address</b> Box 21060 100 31 Stockholm	<b>Projekttitel/Project title</b>
<b>Telefonnr/Telephone</b> 08-587 563 00	<b>Anslagsgivare för projektet/ Project sponsor</b> Byggforskningsrådet och Industrins Byggmaterialgrupp
<b>Rapportförfattare/author</b> Martin Erlandsson	
<b>Rapportens titel och undertitel/Title and subtitle of the report</b> Viktning av olika miljöpåverkanskategorier baserat på en vision om det framtida hållbara folkhemmet – de svenska miljö kvalitetsmålen	
<b>Sammanfattning/Summary</b> <p>Viktningmetod utgår från en tolkning av de svenska miljö kvalitetsmålen. Miljöpåverkansbedömningen är uppdelad i två steg, först en bedömning av emissioners bidrag till olika miljöpåverkanskategorier. Därefter sker en viktning av de olika miljöpåverkanskategoriernas inbördes betydelse, vilket resulterar i att ett sammanlagt värde i princip kan bestämmas. Med tanke på den osäkerhet som en viktningmetod innebär, föreslås här ett förstahandsval att redovisa miljöbedömningen på, som innebär att bidraget från de olika miljöpåverkanskategorierna inte läggs samman. Det vill säga i detta grafiskt utformade alternativ återfinns alla miljöpåverkanskategorier i en gemensam figur, där den högsta stapeln indikerar en mer betydande miljöpåverkan än de staplar som har en lägre höjd. Med andra ord Figur 2 är ett mer korrekt sätt att illustrera miljöpåverkan på i jämförelse med Figur 3.</p> <p>Viktningmetoden är tillämpad i två uppdragsrapporter och återfinns i Birka Energis Miljöredovisning för 1999 (baserad på: Erlandsson och Stripplé 1999). Den andra tillämpningen är i ett uppdrag till Byggspektorns Kretsloppsråd, som går ut på att finna betydande miljöaspekter med hjälp av LCA (Erlandsson 2000). Denna bedömning skall sedan användas som underlag i byggsektorns miljömålsarbete (handlingsplan). Förhoppningen är att viktningmetoden skall vidareutvecklas för att även inkludera miljöpåverkan kopplad till indirekt resursanvändning och viktning av human- och ekotoxikologi.</p>	
<b>Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren /Keywords</b> Viktningmetod, värderingsmetod, svenska miljö kvalitetsmålen, life cycle impact assessment (LCIA), life cycle assessment (LCA)	
<b>Bibliografiska uppgifter/Bibliographic data</b> IVL Rapport/report B 1385	
<b>Beställningsadress för rapporten/Ordering address</b> IVL, Publikationsservice, Box 21060, S-100 31 Stockholm fax: 08-598 563 90, e-mail: publicationservice@ivl.se	

## Förord

Föreliggande rapport är en ansats till en viktningametod som utgår från en tolkning av en politisk etablerad uppfattning om olika hållbara miljö tillstånd. Miljömiljö kvalitetsmålen - som ur en politisk synvinkel bedömts som hållbara - utgår från ett naturvetenskapligt underlag, men även andra faktorer har vägts in så som rent ekonomiska. Exempelvis tolereras en lägre risk vid exempelvis 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.

För den som betraktar miljöproblematiken som ett rent naturvetenskapligt problem kan det vara svårt att acceptera en viktningametod. Om däremot miljöproblematiken ses som ett kombinerat naturvetenskapligt och samhällsrelaterat problem är det naturligt att acceptera (mänskliga) värderingar, vilket görs i denna viktningametod. Tillämpning av viktningametoder måste göras med respekt för de inbyggda osäkerheter som alltid finns.

Rapporten presenterar en vidarebearbetning av påverkan av biologisk mångfald 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 aktivisternas 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.

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

IVL Svenska Miljöinstitutet, den 3 juni 2000

Martin Erlandsson

*Utöver språkliga ändringar har främst Kapitel 1 i föreliggande upplaga kompletterats med illustrerande texter och bilder över arbetsgången för viktningametodens framtagande.*

## Innehåll

Sammanfattning.....	3
1. Viktning av olika miljöpåverkanskategorier.....	4
2. Miljö kvalitetsmålen .....	7
3. Hur används en viktning metod.....	9
4. Ett tillämpningsexempel .....	10
5. Bakomliggande antagande .....	11
6. Erkännande av stöd och fortsatt utvecklingsarbete.....	13
7. Referenser .....	13
Appendix .....	15
Viktning metod enligt de miljö politiska målen.....	15
Klimatpåverkan.....	16
Ozonnedbrytning .....	18
Försurning.....	19
Övergödning .....	20
Marknära ozon.....	21
Human- och ekotoxicitet .....	25
Biologisk mångfald.....	28

## Förord

Föreliggande rapport är en ansats till en viktningss metod som utgår från en tolkning av en politisk etablerad uppfattning om olika hållbara miljö tillstånd. Miljö miljö kvalitetsmålen - som ur en politisk synvinkel bedömts som hållbara - utgår från ett naturvetenskapligt underlag, men även andra faktorer har vägts in så som rent ekonomiska. Exempelvis tolereras en lägre risk vid exempelvis 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.

För den som betraktar miljöproblematiken som ett rent naturvetenskapligt problem kan det vara svårt att acceptera en viktningss metod. Om däremot miljöproblematiken ses som ett kombinerat naturvetenskapligt och samhällsrelaterat problem är det naturligt att acceptera (mänskliga) värderingar, vilket görs i denna viktningss metod. Tillämpning av viktningss metoder måste göras med respekt för de inbyggda osäkerheter som alltid finns.

Rapporten presenterar en vidarebearbetning av påverkan av biologisk mångfald 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 aktivisternas 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.

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

IVL Svenska Miljöinstitutet, den 3 juni 2000

Martin Erlandsson

*Utöver språkliga ändringar har främst Kapitel 1 i föreliggande upplaga kompletterats med illustrerande texter och bilder över arbetsgången för viktningss metodens framtagande.*

## Innehåll

Sammanfattning.....	3
1. Viktning av olika miljöpåverkanskategorier.....	4
2. Miljö kvalitetsmålen .....	7
3. Hur används en viktningsmetod.....	9
4. Ett tillämpningsexempel .....	10
5. Bakomliggande antagande .....	11
6. Erkännande av stöd och fortsatt utvecklingsarbete.....	13
7. Referenser .....	13
Appendix .....	15
Viktningsmetod enligt de miljöpolitiska målen.....	15
Klimatpåverkan.....	16
Ozonnedbrytning .....	18
Försurning.....	19
Övergödning .....	20
Marknära ozon.....	21
Human- och ekotoxicitet .....	25
Biologisk mångfald.....	28

## Sammanfattning

Viktningssmetod utgår från en tolkning av de svenska miljö kvalitetsmålen. Miljö påverkansbedömningen är uppdelad i två steg, först en bedömning av emissioners bidrag till olika miljöpåverkanskategorier. Därefter sker en viktning av de olika miljöpåverkanskategoriernas inbördes betydelse, vilket resulterar i att ett sammanlagt värde i princip kan bestämmas. Med tanke på den osäkerhet som en viktningssmetod innebär, föreslås här ett förstahandsval att redovisa miljöbedömningen på, som innebär att bidraget från de olika miljöpåverkanskategorierna inte läggs samman. Det vill säga i detta grafiskt utformade alternativ återfinns alla miljöpåverkanskategorier i en gemensam figur, där den högsta stapeln indikerar en mer betydande miljö påverkan än de staplar som har en lägre höjd. Med andra ord Figur 2 är ett mer korrekt sätt att illustrera miljö påverkan på i jämförelse med Figur 3.

Viktningssmetoden är tillämpad i två uppdragsrapporter och återfinns i Birka Energis Miljöredovisning för 1999 (baserad på: Erlandsson och Stripple 1999). Den andra tillämpningen är i ett uppdrag till Byggsektorns Kretsloppsråd, som går ut på att finna betydande miljö aspekter med hjälp av LCA (Erlandsson 2000). Denna bedömning skall sedan användas som underlag i byggsektorns miljömålsarbete (handlingsplan). Förhoppningen är att viktningssmetoden skall vidareutvecklas för att även inkludera miljö påverkan kopplad till indirekt resursanvändning och viktning av human- och ekotoxikologi.

## 1. Viktning 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 viktningmetoden finns redovisade i Appendix.

En LCA-användare kan efter inventeringen ha räknat ut 100 olika emissioners bidragen till nio olika miljöpåverkanskategorierna med hjälp av karakteriseringsfaktorerna. Även om detta är en reducering så kan det i vissa situationer finnas ett behov att räkna ihop samtliga miljöpåverkanskategorier till ett enda tal. En liknande frågeställning är att bedöma vilken miljöpåverkanskategori som innebär den mest betydande miljöaspekten. För att göra detta måste en viktning utföras för att bedöma betydelsen av de olika miljöpåverkanskategoriernas inbördes förhållande. I princip är detta som att lägga ihop bananer med äpplen. Med andra ord är detta svårt och inte entydigt. Men ingenting är omöjligt eller rätt eller fel, bara den som gör värderingen är tydlig med vad viktningen baseras på – den så kallade *värderingsgrunden*. Tycker användaren inte att värderingsgrunden känns relevant så skall han eller hon inte heller använda denna viktningmetod.

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 och päron till RDI. Det sista exemplet är mycket likt problemställningen på miljöområdet. RDI är i vårt fall ersatt med en bedömning av vad vi bedömer är en acceptabel miljöbelastningsnivå på individnivå för att inte äventyra en hållbar samhällsutveckling. Om vi kan definiera olika sådana långsiktigt acceptabla belastningsnivåer mm för olika miljöpåverkanskategorier kan detta användas som värderingsgrund för att göra en jämförelse.

För att ta fram en numeriskt baserad viktningss metod har utgångspunkten varit att den acceptabla miljöbelastningen divideras med det antal individer som finns inom systemet. Detta har visat sig ge ett numeriskt värde som är lätt att kommunicera med och intuitivt förstå innebörden av. Detta steg kan i princip jämföras med en normering (UMIP, 1996). I och med att alla miljö kvalitetsmål skall uppfyllas (inom en generation) för att vi skall uppnå det hållbara samhället är alla miljöpåverkanskategorier att betrakta som lika viktiga. I och med denna bedömning övergår normeringen till en viktningss metod. De olika miljöpåverkanskategorierna kan vid en marginal betraktelse antas utbytbara, vilket innebär att den samlade miljöpåverkan kan bedömas i ett enda tal (index). Viktningen av en miljöpåverkanskategori har följande principiella utseende:

Relativa betydelsen av en miljöpåverkanskategori =

värdering av vad som är en hållbar total belastning, påverkan eller effekt, delat med antal personer som finns inom systemet

[enhet: viktad personekvivalent]

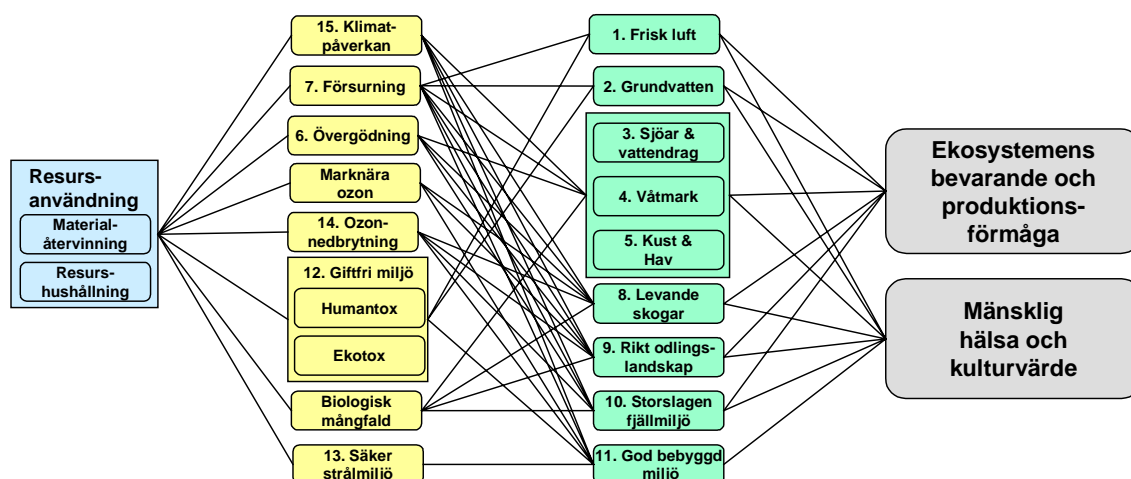
Notera att i den här viktningss metoden är själva divisionen med antalet personer endast att betrakta som en normalisering i syfte att öka kommunicerbarheten av de viktade miljöpåverkanskategorierna. Om däremot en värdering görs om att det är ett varierande antal personer som finns inom (eller försörjs av) systemet är även denna faktor en del av värderingen. Viktningss metoden kan principiellt delas in i tre olika steg vilket beskrivs i Tabell 1.

Tabell 1 Viktningsmetodens tre steg vilket resulterar i en viktad personekvivalent

 <p>Max belastning av ex. försurningsekvivalenter</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.</p> <p>Utsläppens bidrag till en miljöpåverkanskategori är omräknat med hjälp av olika karakteriseringsfaktorer till ett samlat tal, ex <math>SO_2</math>-ekvivalenter för försurning. Den miljöpåverkan som kan anses acceptabel och som utnyttjas i viktningmetoden finns beskriven i ett antal rapporter från Naturvårdsverket mfl. (SNV 4995, 4999, 5000, 5002, 5003).</p>
 <p>Max belastning av ex. försurningsekvivalenter per person ger: personekvivalenter</p>	<p>I det andra steget görs en normalisering av miljöpåverkan 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>personequivivalenter</i>.</p>
 <p>Max belastning från en försurningsekvivalent är lika med ett antal övergödningsekvivalenter osv vilket ger: viktade personekvivalenter</p>	<p>Det tredje steget utgör viktningen mellan olika miljöpåverkanskategorier. Detta steg utgår från att det inte finns någon uttalad bedömning om att något miljö kvalitetsmål skulle vara mindre viktigt. Alla miljö kvalitetsmålen skall vara uppfyllda för att vi skall uppnå det framtida ”gröna folkhemmet”. Miljöpåverkan kan efter detta steg beskrivas i enheten <i>viktade personekvivalenter</i>.</p>

## 2. Miljö kvalitetsmålen

De svenska miljö kvalitetsmålen är 15 till antalet och är en blandning av *miljöpåverkanskategorier* och vad som kan kallas *skyddsobjekt*. Ett skyddsobjekt är något vi vill bevara eller just skydda, emedan de olika miljöpåverkanskategorierna är de olika sätt som skyddsobjekten skadas på. I Figur 1 framgår en uppdelning av de 15 miljö kvalitetsmålen så att miljöpåverkanskategorierna som beskriver ett potentiellt bidrag till miljöeffekter återfinns till vänster. I mitten av Figur 1 återfinns de skyddsobjekt så som de beskrivs i miljö målen. Längs till höger i figuren återfinns de övergripande skyddsobjekt nämligen mänsklig hälsa (dvs. inklusive välbefinnande enligt WHO's definition och därför även kulturvärden), samt ekosystemens bevarande av den biologiska mångfalden och produktionsförmåga.



Figur 1 Omstrukturering av de 15 miljöpolitiska målen, indelat i miljöpåverkanskategorier, de politiskt förankrade skyddsobjekten och ytterligare en indelning i två övergripande skyddsobjekt inspirerad av ISO. Numreringen i figuren refererar till numret på miljö kvalitetsmålen vars originalbenämning har förenklats i denna bild.

Miljöpåverkan som uppstår vid resursanvändning kan ha en direkt effekt på miljön så som övergödning, påverkan på biologisk mångfald. Det vill säga, aktiviteter och resursanvändning påverkar skyddsobjekten direkt via olika miljöpåverkanskategorier. Resursanvändning kan också ha en indirekt miljöpåverkan genom materialåtervinning och resurshushållning. Det finns med detta synsätt inget *direkt* värde i att bevara exempelvis en metallrik malm eller fossila bränslen (om inte ett kulturellt värde kan hävdas). Metaller är persistenta och kan inte förbrukas men däremot omvandlas, dvs. tillgängligheten varierar. För samhället är det oftast en positiv faktor om ”bruks”-

metaller finns i en ren och återvinningsbar form – vilket i ett långsiktigt samhällsperspektiv är *indirekt* en positiv miljöfaktor. Att utvinna metaller från naturen utgår från allt mer mineralfattigare malmer, vilket då är en indirekt negativ miljöfaktor. Denna indirekta värdering av resursanvändningen är under utveckling i viktningmetoden och ingår därför för närvarande inte. En kommande uppdatering av viktningmetoden kommer förslagsvis att dela in resursanvändningen med indirekt miljöpåverkan i följande rubriker:

- **Materialåtervinning**

Materialåtervinning är en värdering 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. (Materialåtervinning kan med andra ord inte beaktas vid en effektorienterad LCA.)

- **Resurshushållning**

Resurshushållning är en värdering på tillgänglighet i relation till förbrukning (egentligen omvandling) av naturresurser. Resurshushållning omfattar hur effektivt en resurs hanteras, dvs. med hänsyn tagen till faktorer så som knapphet/tillgänglighet, substituerbarhet och inneboende kvalitéer som begränsar framtida nyttjandet (jmf. ex. begreppet *down cycling*).

Miljöpåverkan från redan upparbetade material i samhället, som vi sedan ”tappar bort” skall delvis belastas 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. I den här viktningmetoden kommer en mer stringent rutin införas genom att flytta bedömningen av återvunna material till viktningsssteget. Denna värdering kommer att redovisas under miljöpåverkansbedömningen som en egen miljöpåverkanskategori. På så sätt erhålls en mer naturvetenskapligt inriktad inventering fri från mänskliga värderingar (Erlandsson 1997). Värderingen 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 Olsson-Jonsson, 2000).

### 3. Hur används en viktningssmetod

Med tanke på att det alltid kommer, och måste få finnas olika värderingsgrunder i olika viktningssmetoder, så går det inte att uppnå en allmängiltig och allmänt accepterad viktningssmetod. En ansats som går ut på att finna en universell viktningssmetod är orimlig. Ett mer realistiskt angreppssätt är att bestämma i vilken situation en viss viktningssmetod är användbar med tanke på studiens syfte och vilka bedömningar som skall göras. Ett vanligt sätt att hantera det praktiska användandet av viktningssmetoder i det generella LCA-arbetet är att rekommendera användningen av flera viktningssmetoder parallellt vid en bedömning (Lindfors et al 1995). Notera att de olika utvalda viktningssmetoderna då givetvis skall vara baserade på olika värderingsgrunder, vilket då ger ett mångfacetterat bedömningsunderlag. Ett alternativt synsätt är att i förhand bestämma sig för, med hänsyn till studiens syfte, att analysen och viktningssmetoden skall baseras på någon form av:

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

Om en given värderingsgrund är förutsättningen i den enskilda fallstudien räcker det då i princip att använda en viktningssmetod. Denna viktningssmetod skall i sådana fall uppfylla de mål och krav som ställs i fallstudien. Givetvis kan de olika värderingsgrunderna kombineras i en och samma viktningssmetod.

Den här framtagna viktningssmetoden utgår från ett naturvetenskapligt underlag baserat på en uppfattning om en belastningsnivå av vad naturen långsiktigt tål, som sedan viktats med hänsyn tagen till andra faktorer. En liknande tvåstegs rutin används vid risbedömning av hälsopåverkande substanser. I detta fallet utgör *riskbedömningen* det vetenskapliga underlag, som sedan vid en bredare bedömning (då även andra faktorer beaktas) benämns *riskvärdering*.

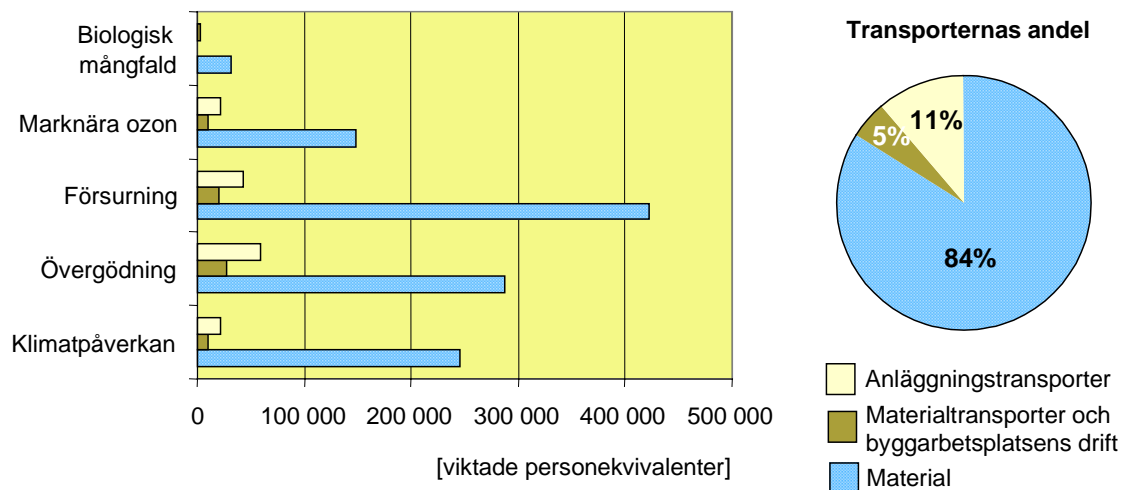
Det framförs i vissa fall önskemål om en enhetlig viktningssmetod exempelvis i samband med LCA-baserade miljövarudeklarationer. För närvarande finns inga planer på att införa detta i Miljöstyrningsrådets system för miljövarudeklarationer. Ett exempel på ett utarbetat förslag på viktning av inventeringsdata finns i Statens Provnings och Forskningsinstitutets system för produktcertifiering, det så kallade P-märkningssystemet (Erlandsson, Olsson-Jonsson 2000). I ett förslag på ett finskt system för deklarationer av byggnader så undersöks för närvarande möjligheten att använda viktade data (p.k. T. Hakkinen).

Med beaktande av de brister som förekommer i inventeringsdata, systembeskrivningar och viktningssmetoder så skall ett resultat som baserat på en viktning aldrig lämnas utan att information samtidigt ges på en lägre nivå, dvs. miljöpåverkanskategorier. Denna typ

av data är mer allmänt accepterade och därför mer lämpliga i extern miljökommunikation. Just genomskinligheten i värderingsmetoderna är något som borde utvecklas mer (se även krav i ISO 14042 och ISO 14025).

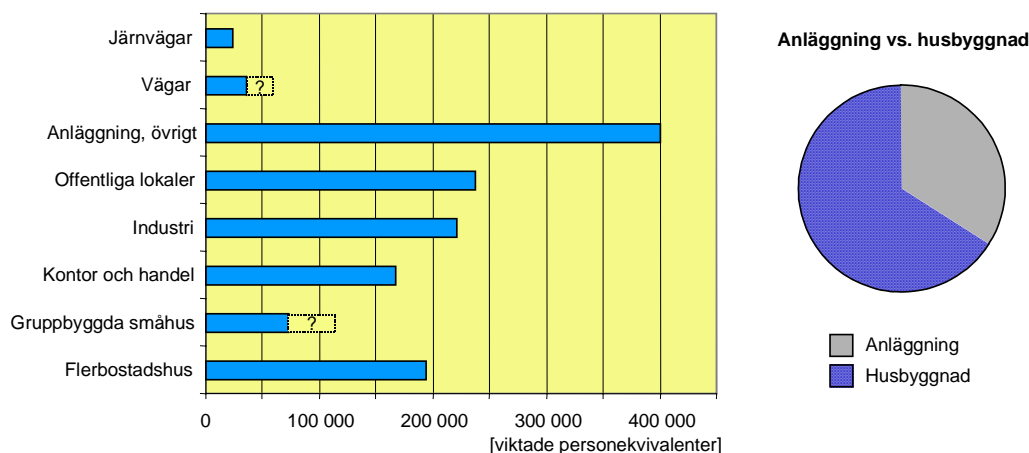
## 4. Ett tillämpningsexempel

För att åskådliggöra vad den här framtagna viktningemetoden kan användas till och hur resultatet kan presenteras ges ett beräkningsexempel nedan från Byggsektorns Kretsloppsråd (BYKR 2000). Av figur 2 framkommer att transporter är en mindre betydelse än vad som upplevs i den allmänna debatten i byggsektorn.



Figur 2 Årlig miljöpåverkan för den ”professionella” svenska byggnadssektorns materialomsättning samt miljöpåverkan från transport och byggarbetsplatsen indelad i de studerade miljöpåverkanskategorierna (Erlandsson, 2000).

Figur 2 ger användaren en indikation om vilken miljöpåverkanskategori som är av större eller mindre betydelse. I vårt tilläggs exempel kan konstateras att påverkan på biologisk mångfald är en miljöpåverkanskategori av mindre intresse för byggsektorns materialomsättning. Vid tillämpning av viktningemetoder finns det alltid en möjlighet att bedöma den samlade miljöpåverkan från olika delar av en studie, processer, produkter mm. I vårt tilläggs exempel används denna möjlighet för att beskriva vilken sektor som bidrar mest till miljöpåverkan, se figur 3.



Figur 3 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, 2000).

Frågetecknen i figur 2 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 miljö kvalitetsmål som överensstämmer med en traditionella miljöpåverkanskategorier har används i viktningmetoden, se bild 1. Miljö kvalitetsmålen är i många fall så formulerade att de anger utsläppstak för vissa specifika ämnen som är avgörande för om ett långsiktigt acceptabelt miljö tillstånd skall uppnås. Dessa specifika emissioner har här viktats så att den relativa påverkan till en miljöpåverkanskategori beaktas.

Det enda undantaget från ett svenskt utsläppstak är klimatpåverkan där utgångspunkten istället varit den så kallade EU-bubblan (Energimyndigheten 1999, SNV 5003), vilket har bedömts som mer strategiskt korrekt utgångspunkt vid beräkningarna. Detta betyder också i praktiken att det är det sammanlagda utsläppet i EU som används vid beräkningarna. När det gäller försurning, övergödning, ozonnedbrytning och marknära ozon (SNV 4995, 4999, 5000, 5002) har beräkningarna baserats på de utsläpp som sker i Sverige. När det gäller att beskriva en mätbar hållbar effekt på den biologiska mångfalden har detta inte gått att finna i något miljö kvalitetsmål. 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 2 finns en sammanfattande dokumentation av hur miljöpåverkan är betraktad och utgångspunkten för viktningen.

Tabell 2 Översiktlig dokumentation av miljöpåverkanskategorierna och bedömningsfaktorer vid viktningen.

	Naturvetenskaplig indikator	Tidsberoende (endast aktuell vid effektorienterad bedömning)	Typ av betraktelse av miljömekanismen	Bedömningsfaktor i vid viktning
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.)	Politiskt förankrad långsiktigt acceptabel koncentration av klimathusgasar.
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 <sub>x</sub> 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 <sup>2</sup> ).	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.	dels ett linjärt bidrag om acceptabel koncentration understigs och icke linjärt bidrag ovan denna punkt.	<i>Bedömningsfaktor i för viktning saknas.</i>
ekotoxicitet	enligt ovan	enligt ovan	enligt ovan	<i>Bedömningsfaktor i för viktning saknas.</i>
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.



## 6. Erkännande av stöd och fortsatt utvecklingsarbete

Rapporten är framställd under begränsade ekonomiska resurser. Rapporten har möjliggjorts tack vare stöd från Byggeforskningsrådet, Industrins Byggmaterielgrupp och Eco-Guide CDC. Författarens förhoppning är att det här framtagna viktningmetoden kommer att förbättras och bland annat kompletteras med de dataluckor som identifierats. Dessutom är förhoppningen att förslag på värdering och viktning av resursanvändning skall kunna tas fram.

## 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*.
- BYKR (2000). *Miljöutredning avseende den svenska byggsektorns påverkan på yttre miljö och människors hälsa. Byggsektorns kretsloppsråd*. Arbetsutgåva 4, 2000-08-31.
- Conditions. (1998) IVL Swedish Environmental Research Institute, Report No B-1305, Gothenburg, September.
- Energimyndigheten. (1999) *Energivärlden Marknadsfakta*, Eskilstuna, Oktober .
- 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 och Stripple, H. (1999) *LCA för fjärrkyla i Kista och två fastighetsegna lösningar – en jämförande studie inklusive två metodansatser*. IVL Svenska Miljöinstitutet, A99339, December.
- 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. (2000) *Förslag till: Produktspecifika regler för beständiga träprodukter. Officiell arbetsrapport till Nordic Wood. IVL Svenska Miljöinstitutet, A20110, Stockholm, 16 maj 2000.*
- Erlandsson, M. (2000) *Betydande miljöaspekter och miljömål baserad på LCA-beräkningar. Utredningsrapport till byggsektorns miljömålsarbete, Byggsektorns Ktetsloppsrad. Uppdagsrapport IVL A20148, Juni 2000*
- Erlandsson, M. och Olsson-Jonsson, A. (2000) *Miljöklassificering av P-märkta produkter. SP Rapport 2000:05, Borås, Januari.*
- Hakkinen, T .p.k. *E-post daterad 2000-03-03, VTT, Finland.*
- Larsson, T-B (red) (1992) *Mål för naturvården. En strategi för bevarande av den mångfalden. SNV Rapport 3986.*
- Lindfors, L-G et al. (1995) *Nordic guidelines on LCA. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.*
- Steen, B. (1997) *Valuation of environmental impacts from depletion of metal and fossil reserves and emission of CO<sub>2</sub>. AFR-rapport No 70, Stockholm.*
- SNV 4995 (1999) *Frisk luft. Miljö kvalitetsmål 1. Naturvårdsverket, rapport nr 4995, oktober.*
- SNV 4999 (1999) *Ingen övergödning. Miljö kvalitetsmål 6. Naturvårdsverket, rapport nr 4999, oktober.*
- SNV 5000 (1999) *Bara naturlig försurning. Miljö kvalitetsmål 7. Naturvårdsverket, rapport nr 5000, oktober.*
- SNV 5002 (1999) *Skyddande ozonskikt. Miljö kvalitetsmål 14. Naturvårdsverket, rapport nr 5002, oktober.*
- SNV 5003 (1999) *Begränsad klimatpåverkan. Miljö kvalitetsmål 15. Naturvårdsverket, rapport nr 5003, oktober.*
- UMIP: Hauschild, M (red) (1996) *Baggrund for miljøvurdering af produkter. UMIP, Danmarks Tekniske Universitet, mars.*

## Appendix

### Viktningmetod enligt de miljöpolitiska målen

Nedan återges de viktningfaktorer som måste användas för att väga samman ett bidrag till klimatpåverkan med försurning osv.

Tabell A0 Viktningsfaktorer (wf) för olika miljöpåverkanskategorier.

Miljöpåverkanskategori		
klimatpåverkan	7 840	kg CO <sub>2</sub> -ekv/person
ozonnedbrytning	0,00027	g CFC11-ekv/person
försurning	29	kg SO <sub>2</sub> -ekv/person
marknära ozon	1,1	ppb h km <sup>2</sup> /person
övergödning	39	kg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ekv/person
humantoxicitet och ekotoxicitet	<i>Bedömningsunderlag saknas</i>	-
biologisk mångfald	2,6	år ha/person

Den sammanvägda miljöpåverkan beräknas enligt följande ekvation:

$$WI = \sum_i \frac{PI_i}{wf_i}$$

Där,

WI viktad miljöpåverkan [viktade personekvivalenter]

PI<sub>i</sub> potentiellt bidrag från miljöpåverkanskategorin i [beräknad belastning]

wf viktningfaktor för den aktuella miljöpåverkanskategorin [hållbar belastning/person]

## Klimatpåverkan

The contribution to the impact climate change is calculated as:

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

Where,

$PI_{GWP}$  potential impact for the environmental impact category climate change [g CO<sub>2</sub> equivalents]

$Ch$  characterisation factors to determine a contribution to the category indicator for substance, **i**, in a specific impact media [g CO<sub>2</sub> 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 <sub>2</sub> equivalents
CO <sub>2</sub>	1	<i>Other</i>	
N <sub>2</sub> O	310	HFC-23	11 700
CH <sub>4</sub> *	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).

## Ozonedbrytning

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

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

Where,

$PI_{ODP}$  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 substance,  $i$ , in a specific impact 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.

## Försurning

The contribution to the impact category acidification is calculated as:

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

Where,

$PI_{AP}$  potential impact for the environmental impact category acidification [g H<sup>+</sup> or SO<sub>2</sub><sup>-</sup> equivalents]

$Ch$  characterisation factors to determine a contribution to the category indicator for substance,  $i$ , in a specific impact media [g H<sup>+</sup> or SO<sub>2</sub><sup>-</sup> 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<sup>+</sup>.

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

\*NO<sub>x</sub> 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

## Övergödning

The contribution to the impact category eutrophication is calculated as:

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

Where,

$PI_{EP}$  potential impact for the environmental impact category eutrophication [g O<sub>2</sub> or NO<sub>3</sub><sup>-</sup> equivalents]

$Ch$  characterisation factors to determine a contribution to the category indicator for substance,  $i$ , in a specific impact media [g O<sub>2</sub> or NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 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 <sub>2</sub> /g	g NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /g
<i>to air</i>		
NO <sub>x</sub>	6	1,35
N <sub>2</sub> O	12	2,82
NO	9	2,07
NH <sub>3</sub>	16	3,64
<i>to water</i>		
N-tot	20	4,43
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	4,40	1
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	15	3,41
CN <sup>-</sup>	10	2,38
P-tot	140	32,03
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	46	10,45
P <sub>2</sub> O <sub>7</sub> <sup>2-</sup>	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



## Marknära ozon

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

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

Where,

$PI_{POCP}$  potential impact for the environmental impact category photochemical ozone creation [ppb·hours km<sup>2</sup>]

$Ch$  characterisation factors to determine a contribution to the category indicator for substance,  $i$ , in a specific impact media [ppb·hours km<sup>2</sup>/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 O<sub>3</sub> equivalents, based on the average ozone production from NO<sub>x</sub> in the seven chemical environments for European conditions.

Chemical environment*	NO <sub>x</sub>	VOCs	CO	Example of site*
	[tonnes·km <sup>-2</sup> ·year <sup>-1</sup> ]			
A	0,3	1	3,6	Representative for central to northern Scandinavia (strictly NO <sub>x</sub> 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<sub>3</sub> equivalents, based on the average ozone production from different VOC, CO and NO<sub>x</sub> in the five chemical environments for European conditions [ppb-hours·km<sup>2</sup>/g substance].

Substance	Chemical environment				
	A	B	C	D	E
<b>Alkaner</b> (C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> not included)	<b>0,023</b>	<b>0,052</b>	<b>0,020</b>	<b>0,033</b>	<b>0,088</b>
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
<b>Alkener</b>	<b>0,029</b>	<b>0,064</b>	<b>0,025</b>	<b>0,042</b>	<b>0,163</b>
<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
<b>Alkyner</b>					
Acetylene (Ethyne)	0,014	0,031	0,010	0,018	0,036
<b>Aromater (arener)</b>	<b>0,020</b>	<b>0,042</b>	<b>0,016</b>	<b>0,028</b>	<b>0,104</b>
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
<b>Aldehyder</b>	<b>0,008</b>	<b>0,033</b>	<b>0,013</b>	<b>0,022</b>	<b>0,087</b>
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
<b>Ketoner</b>	<b>0,016</b>	<b>0,032</b>	<b>0,012</b>	<b>0,021</b>	<b>0,081</b>
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
<b>Alkoholer</b>	<b>0,013</b>	<b>0,029</b>	<b>0,011</b>	<b>0,019</b>	<b>0,056</b>
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
<b>Estrar</b>	<b>0,011</b>	<b>0,018</b>	<b>0,007</b>	<b>0,011</b>	<b>0,016</b>
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
<b>Etrar</b>	<b>0,016</b>	<b>0,026</b>	<b>0,011</b>	<b>0,016</b>	<b>0,039</b>
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
<b>Syror</b>					
Acetic acid	0,004	0,010	0,004	0,006	0,015
<b>Halogenerade kolväten</b>	<b>0,001</b>	<b>0,002</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,002</b>
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
<b>Organiska svavelföreningar</b>	<b>0,015</b>	<b>0,027</b>	<b>0,012</b>	<b>0,019</b>	<b>0,069</b>
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
<b>Other, oorganiska</b>					
Carbon monoxide	0,001	0,003	0,001	0,00	0,00
NO <sub>x</sub>	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<sub>x</sub> 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- och ekotoxicitet

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

$$PI_{Tox} = \sum^{mediatype} W_{mediatype} \cdot \left( \sum_i m_i \cdot Ch_i \right)$$

Where,

$PI_{Tox}$  potential impact for a specific environmental impact category for human or ecological toxicity [ $m^3$  impact media] (the unit for impact media can also be valid in other units such as kg)

$Ch_a$  adjusted characterisation factors to determine a contribution to the category indicator from a specific element,  $i$ , in a specific impact media [ $m^3$  impact media/mg substance].

$m$  mass flow of the element,  $i$ , from the life cycle inventory [mg]

$W$  weighting factor for the impact media type versus other media types.

Since weighting factors *can not* be established for the moment, the values for the impact category will be given per impact media type:

$$\Rightarrow PI_{Tox\_media} = \sum_i^{emissions} m_i \cdot Ch_{ai}$$

The characterisation factors are determined as:

$$Ch_a = (C_{acc})^{-1} \cdot f_{site} \cdot f_{back} \cdot f_{bio}; \quad f_{bio} \leq 1 ; f_{back} \geq 1 \text{ and } f_{site} \geq 1$$

Where,

$C_{acc}$  acceptable concentration for a generic impact media calculated according to table A8 to A10 for the different impact media type [mg substance/ $m^3$  impact media]. The inverse of the acceptable concentration corresponds (i.e.  $Ch_{generic} = (C_{acc})^{-1}$ ) to the characterisation factor with no spatial concern.

$f_{back}$  correction made for an initial background concentration above the threshold value for the impact media type. This factor requires a site specific calculation. If appropriate a margin effect can be expected why this factor can be set to 1.

- $f_{\text{site}}$  correction made if the activities in the studied scenario generates a concentration in a impact media above a threshold value or increase the concentration at the receptor site.
- $f_{\text{bio}}$  correction made for biodegradable of organic substances. This factor shall be used with care and require site specific calculation. An example of a screening routine for environmental declaration, EPD, is found in a draft to PSR for treated timber products (Erlandsson 2000).

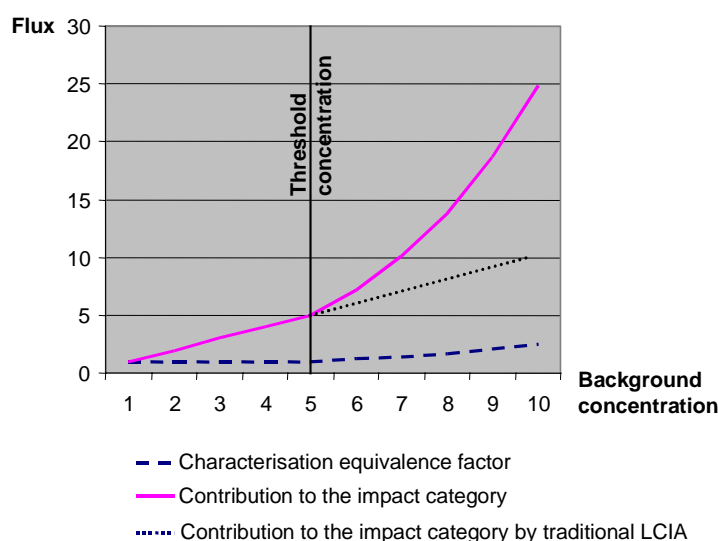


Figure A1 An LCA using this concept where the flux is a mass flow. The concept for the adjusted characterisation factor is linear below an acceptable level and non-linear above the threshold value ( $f_{\text{back}} \geq 1$  and  $f_{\text{site}} \leq 1$ ).

Table A7 Generic characterisation factors,  $Ch_{\text{generic}}$ , for human and ecological toxicity for soil [kg dry soil/mg<sub>substance</sub>] based on: *Development of generic guidelines values*. SNV report No 4639 (1996).

	HUMAN TOXICOLOGICAL VALUES			ECOTOXICOLOGICAL VALUES		
	A (KM)	B (MKM GV)	C (MKM)	A (KM)	B (MKM GV)	C (MKM)
<b>METALS</b>						
Arsenic, As	1.3E+01	5.6E+00	2.5E-02	5.0E-02	2.5E-02	2.5E-02
Lead, Pb	1.3E-02	3.4E-03	1.3E-04	6.7E-03	3.3E-03	3.3E-03
Cadmium, Cd	2.5E+00	1.1E+00	4.0E-03	1.7E-01	8.3E-02	8.3E-02
Cobalt, CO ?	5.0E-02	1.7E-02	3.3E-04	8.3E-03	4.0E-03	4.0E-03
Copper, Cu	2.0E-04	3.3E-05	0.0E+00	1.0E-02	5.0E-03	5.0E-03
Chromium total, Cr	6.7E-04	3.3E-04	0.0E+00	8.3E-03	4.0E-03	4.0E-03
Chromium VI, Cr6+	2.0E-01	6.7E-02	5.0E-02			
Mercury, Hg	5.0E-01	2.0E-01	4.0E-02	2.0E-01	1.0E-01	1.0E-01
Nickel, Ni )	2.5E-02	7.7E-03	1.1E-03	1.0E-02	5.0E-03	5.0E-03
Vanadium, V	8.3E-03	3.3E-03	7.7E-05	1.0E-02	5.0E-03	5.0E-03
Zinc, Zn	2.0E-04	2.4E-05	0.0E+00	2.9E-03	1.4E-03	1.4E-03
<b>OTHER INORGANIC SUBSTANCES</b>						
Cyanide (total)	3.3E-02	1.3E-02	4.0E-04			
Cyanide (accessible)	1.3E+00	5.0E-01	1.4E-03			
<b>PHENOLS AND CHLOROPHENOLS</b>						
Phenol + cresol	2.5E-01	1.0E-01	5.9E-05	5.0E-02	2.5E-02	2.5E-02
Sum of chlorophenols except pentachlorophenol	5.0E-01	6.7E-02	1.1E-03	2.0E-01	1.0E-01	1.0E-01
Pentachlorophenol	1.0E+01	3.3E-01	3.6E-04	4.0E-01	2.0E-01	2.0E-01
<b>CHLOROBENZENES</b>						
Sum of mono- and dichlorobenzenes	1.0E-01	2.9E-02	1.0E-02	6.7E-02	3.3E-02	3.3E-02
Sum of tri-, tetra- and pentachlorobenzenes	1.0E+00	5.0E-02	4.0E-03	6.7E-02	3.3E-02	3.3E-02
Hexachlorobenzene	2.0E+01	5.0E-02	1.4E-02	6.7E-02	3.3E-02	3.3E-02
<b>OTHER CHLORINATED SUBSTANCES</b>						
PCB total	5.0E+01	2.5E-01	1.4E-01	2.9E-02	1.4E-02	1.4E-02
Dioxms, furans and planar PCBs (asTCDD-equivalents)	5.0E-02	4.0E-04	4.0E-04	4.0E-05	2.0E-05	2.0E-05
Dibromochloromethane	6.7E-01	2.5E-01	1.0E-02			
Bromodichloromethane	2.0E+00	5.0E-01	1.3E-01			
Carbontetrachloride	1.0E+01	5.0E+00	3.3E-01	3.3E-02	3.3E-02	1.7E-02
Trichloromethane	5.0E-01	1.4E-01	2.0E-02	3.3E-02	1.7E-02	1.7E-02
Trichloroethylene	2.0E-01	3.3E-02	4.0E-03	3.3E-02	1.7E-02	1.7E-02
Tetrachloroethylene	3.3E-01	5.0E-02	5.0E-03	3.3E-02	1.7E-02	1.7E-02
1,1,1-trichloroethane	3.3E-02	1.3E-02	6.7E-03	2.2E-02	1.1E-02	1.1E-02
Dichloromethane	1.0E+01	3.3E+00	1.0E-02	3.3E-02	1.7E-02	1.7E-02
<b>NITRO COMPOUNDS</b>	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00			
2,4-dimrotoluene	2.0E+00	5.0E-01	6.7E-04	1.0E-01	5.0E-02	5.0E-02
<b>SIMPLE AROMATIC HYDROCARBONS</b>						
Benzene	1.7E+01	5.0E+00	2.5E+00	8.3E-02	4.2E-02	4.2E-02
Toluene	1.3E-01	4.0E-02	2.9E-02	1.7E-02	8.3E-03	8.3E-03
Ethylbenzene	1.1E-01	3.3E-02	1.7E-02	1.7E-02	8.3E-03	8.3E-03
Xylene	7.1E-02	2.5E-02	1.4E-02	1.7E-02	8.3E-03	8.3E-03
<b>POLYCYCLIC AROMATIC NYDROCARBONS (PAH)</b>						
Sum of carcinogenic PAH	3.3E+00	1.4E-01	1.4E-01	5.0E-02	2.5E-02	2.5E-02
Sum of other PAH	4.0E-02	4.0E-03	3.3E-04	5.0E-02	2.5E-02	2.5E-02

C (KM) Land with sensitive use, e.g. land for residential areas, kindergarten, agriculture, groundwater extraction etc.

B (MKM GV) Land with less sensitive use and groundwater extraction, e. g land for offices, industry, roads, etc.

A (MKM) Land with less sensitive use as above but with no groundwater extraction.

## Biologisk mångfald

Bidraget till miljöpåverkanskategorin biologisk mångfald beräknas enligt följande ekvation:

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

Där,

$PI_{BM}$  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)<sup>-1</sup>].

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.

katB Artförändring för kräl-, groddjur och fiskar

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

Som framgår av ekvationen 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:

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

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 A2.

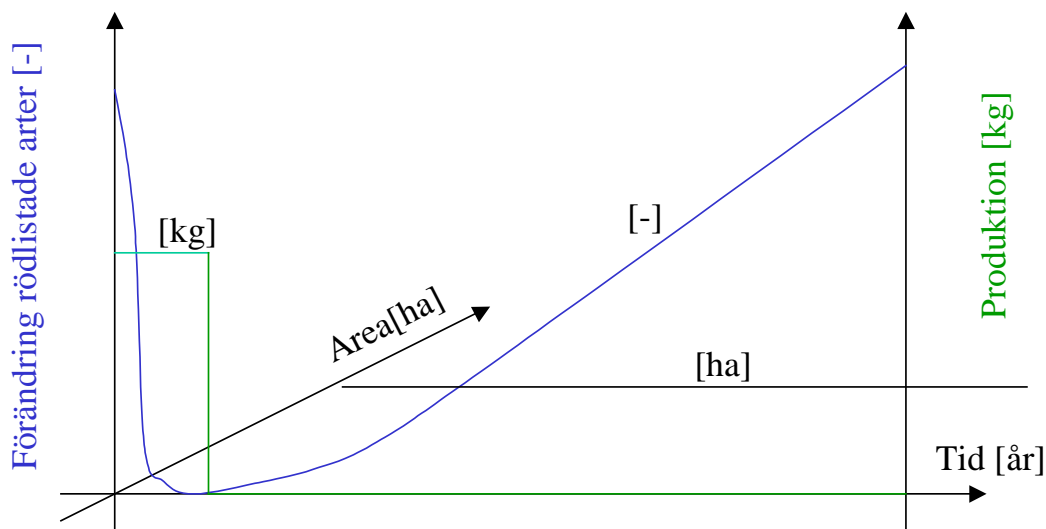


Bild A2 Principiell bild över variabler betraktade i karakteriseringsfaktorn för biologisk mångfald.

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

<b>Aktivitet/påverkansfaktor</b>	<b>Karakteriseringsfaktor</b>	<b>Enhet [ha·år per;...]</b>
Jordbruk	1 700 000	ha jordbruksmark
Skogsbruk	0,14	sk m <sup>3</sup>
Vattenreglering	0,00000450	kWh
Fiske	0,0189	kg
Förurning	0,0020	kg SO <sub>2</sub> -ekv
Övergödning	0,00169	kg NO <sub>x</sub> -ekv
Klimat	0,000014	kg CO <sub>2</sub> -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.

<b>Aktivitet/påverkansfaktor</b>	<b>Karakteriseringsfaktor [ha·år/kg]</b>
Stål från underjordsbrytning från LKAB	0,00010
Metaller från Bolidens svenska sulfidmalmsbrytning i Aitikgruvan (dagbrott)	0,0040
Kalksten till cementtillverkning från File Hajdar, Cements, 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](http://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](http://www.ivl.se)