Miljökvalitetsmålet giftfri miljö i en livscykelanalys – normaliseringsmetod för human- och ekotoxicitet

Martin Erlandsson

B1533
Juli 2003

IVL

Organisation/Organization

IVL Svenska Miljöinstitutet AB
IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd.

Adress/address

Box 21060
100 31 Stockholm

Telefonnr/Telephone

08 598 563 00

RAPPORTSAMMANFATTNING
Report Summary

Projekttitel/Project title

Anslagsgivare för projektet/
Project sponsor

Naturvårdsverket, Svenska Träskyddsföreningen

Rapportförfattare/author

Martin Erlandsson

Rapportens titel och undertitel/Title and subtitle of the report

Miljökvalitetsmålet giftfri miljö i en livscykelanalys
– normaliseringsmetod för human- och ekotoxicitet

Sammanfattning/Summary

LCA är ett numeriskt verktyg som används för att bedöma produkters relativa miljöpåverkan i ett livscykelperspektiv, dvs från utvinning av resurser till och med att den uttjänta produkten har tagits om hand. Historiskt sett har LCA använts framgångsrikt för att hantera följande miljöpåverkanskategorier; klimatpåverkan, försurning, övergödning, marknära ozon och stratosfärisk ozonnedbrytning. Däremot har inga robusta och heltäckande metoder funnits för human- och ekotoxicitet.

IVL Svenska Miljöinstitutet har genomfört ett utvecklingsprojekt i syfte att identifiera en vetenskapligt robust metod för att möjliggöra bedömning av kemikaliers bidrag till human - och ekotoxicitet i en livscykelanalys (LCA) eller andra systemanalytiska verktyg. För att möjliggöra en samlad jämförelse av en produkts olika bidrag till olika miljöpåverkanskategorier har IVL utvecklat en normaliseringsmetod. Denna normaliseringsmetod gör det möjligt att bestämma en produkts miljöpåverkan i förhållande till de svenska miljökvalitetsmålen. Resultatet från en LCA som utvärderats med denna normaliseringsmetod får användas för extern kommunikation, enligt de krav som ställs på objektivitet i ISO 14042.

Den här föreslagna metoden för bedömning av olika ämnen med avseende på human och ekotoxicitet skall ses som ett komplement till de riskbedömningar som skall utföras enligt EUs kommande kemikaliepolitik (REACH). Endast riskbedömningar kan ange ett absolut värde på om en effekt kan förväntas uppkomma eller inte. En LCA som använder den av IVL utvecklade normaliseringsmetoden ger ett relativt värde och fungerar därför som ett verktyg för riskminimering av produkter i ett livscykelperspektiv. På så sätt kan de två verktygen komplettera varandra och ge förutsättningar för ett heltäckande och kvalificerat beslutsunderlag.

Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren /Keywords

Bedömningsmetod, ekotoxicitet, giftfri miljö, humantoxicitet, karakteriseringsfaktorer, livscykelanalys (LCA), miljöpåverkansbedömning (LCIA), miljökvalitetsmål, normaliseringsmetod.

Bibliografiska uppgifter/Bibliographic data

IVL Rapport/report B1533

Rapporten beställs via /The report can be ordered via

www.ivl.se, eller/or e-mail: publicationservice@ivl.se

Innehållsförteckning

Sammanfattning 2

1. Förutsättningar för bedömningar av kemikalier 2
2. Platsberoende LCA genom spridningsmodellering 4
3. Olika miljöpåverkanskategoriers relativa betydelse 7
4. Normalisering av humantoxicitet 10
5. Normalisering av ekotoxicitet 11
6. Koppling till EUs metoder för kemikaliebedömning 12
7. Exempel på genomförda LCA-beräkningar 13
8. Fortsatt arbete 17
9. Referenser 18

Bilaga: Indata för ett principiellt organiskt AB medel 21

Sammanfattning

LCA är ett numeriskt verktyg som används för att bedöma produkters relativa miljöpåverkan i ett livscykelperspektiv, dvs från utvinning av resurser till och med att den uttjänta produkten har tagits om hand. Historiskt sett har LCA använts framgångsrikt för att hantera följande miljöpåverkanskategorier; klimatpåverkan, försurning, övergödning, marknära ozon och stratosfärisk ozonnedbrytning. Däremot har inga robusta och heltäckande metoder funnits för human- och ekotoxicitet.

IVL Svenska Miljöinstitutet har genomfört ett utvecklingsprojekt i syfte att identifiera en vetenskapligt robust metod för att möjliggöra bedömning av kemikaliers bidrag till human - och ekotoxicitet i en livscykelanalys (LCA) eller andra systemanalytiska verktyg. För att möjliggöra en samlad jämförelse av en produkts olika bidrag till olika miljöpåverkanskategorier har IVL utvecklat en normaliseringsmetod. Denna normaliseringsmetod gör det möjligt att bestämma en produkts miljöpåverkan i förhållande till de svenska miljökvalitetsmålen. Resultatet från en LCA som utvärderats med denna normaliseringsmetod får användas för extern kommunikation, enligt de krav som ställs på objektivitet i ISO 14042.

Den här föreslagna metoden för bedömning av olika ämnen med avseende på human och ekotoxicitet skall ses som ett komplement till de riskbedömningar som skall utföras enligt EUs kommande kemikaliepolitik (REACH). Endast riskbedömningar kan ange ett absolut värde på om en effekt kan förväntas uppkomma eller inte. En LCA som använder den av IVL utvecklade normaliseringsmetoden ger ett relativt värde och fungerar därför som ett verktyg för riskminimering av produkter i ett livscykelperspektiv. På så sätt kan de två verktygen komplettera varandra och ge förutsättningar för ett heltäckande och kvalificerat beslutsunderlag.

1. Förutsättningar för bedömningar av kemikalier

Följande grundförutsättningar har antagits gälla för en bedömningsmetod av kemikalier i en LCA:

- Vi accepterar att vissa kemikalier inte får användas i nya produkter eller i allmänhet.
- En riskbedömning måste göras för varje produkt för att påvisa att den inte medför oacceptabel risk sett i ett livscykelperspektiv, dvs enligt intentionerna i REACH enligt EUs nya kemikaliepolitik (EC 2001). Detta innebär dock att riskminimeringar fortfarande kan och bör utföras.

- För att göra ständiga förbättringar och riskminimeringar kan LCA användas (förutsatt att punkterna ovan beaktats). LCA utgår från produktens nytta eller funktion och därtill uppkommen miljöpåverkan analyserad i ett livscykelperspektiv.

- För att inte byta ett miljöproblem mot ett nytt problem måste bedömningsmetoden i LCA omfatta alla miljöpåverkanskategorier för att undvika suboptimeringar.

Under de förutsättningar som beskrivs ovan kan man förvänta sig att användningen av industriellt tillverkade kemikalier inte kommer att ge upphov till akuttoxiska effekter, utan snarare en acceptabel exponering där halterna i miljön är under ett långsiktigt acceptabelt gränsvärde (No Observed Effect Level (NOEL), No Observed Effect Concentration (NOEC), Predicted No Effect Concentration (PNEC)). I praktiken betyder detta att för existerande produkter som innehåller kemikalier är riskminimering den huvudsakliga aspekten att hantera i ett livscykelperspektiv. Notera däremot att för vissa emitterade processrelaterade föroreningar är verkligheten idag sådan att långsiktigt acceptabelt gränsvärde överskrids. Detta gäller bland annat för partiklar och bensen (där transportsektorns och andra energirelaterade processers bidrag är dominerande). Dessa ämnen finns i koncentrationer som vi kan anse vara ”strax över” de acceptabla gränsvärdena. Den metod som beskrivs här bör således även gälla ”strax över” ett sådant långsiktigt acceptabelt gränsvärde, om den skall ge en korrekt analyser över dagens situation.

Frånsett cancerframkallande ämnen, strålning och partiklar är det brukligt att anta att ämnen som förekommer i nivåer under ett visst gränsvärde inte ger upphov till någon effekt alls, varför det i dessa fall skulle gå att identifiera ett ”kritiskt” gränsvärde. Under detta värde kan ämnet betraktas som ”ofarligt”. Även om så skulle vara fallet så kan en emission av ett sådant ämne på sikt innebära att ett kritiskt gränsvärde överskrids i framtiden. Detta överskridande har då orsakats av en ackumulering där förut ”ofarliga” emissioner och repientkoncentrationer har förvandlats till sådana halter som ger upphov till faktiska effekter. I vårt fall antar vi därför att det är viktigt och relevant att minska halten av alla ämnen oavsett om de inte anses ha en effekt eller inte (under ett kritiskt gränsvärde), med hänvisning till ***försiktighetsprincipen***. Vi kommer således att betrakta att ***alla ämnens potentiella bidrag till en eventuell effekt som linjär*** från en nollkoncentration till det acceptabla gränsvärdet (dvs PNEC och strax däröver), se Bild 1. I praktiken betyder detta att bedömningsmetoden kan användas för riskminimering.

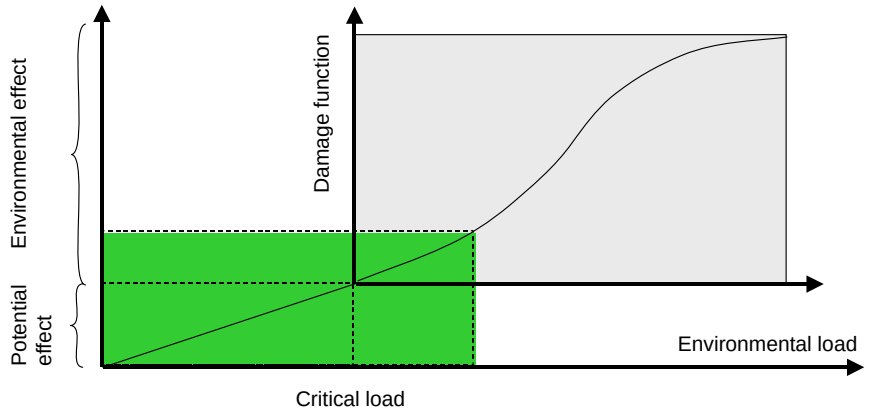

Bild 1 Det gröna (mörka) området indikerar arbetsområdet för riskminimering och den aktuella (normalisering-) bedömningsmetoden.

2. Platsberoende LCA genom spridningsmodellering

Traditionellt i en LCA så slutar inventeringen i en sammanställning av uppkomna emissioner från ett produktsystem uppdelat på tre utsläppsmedium; vatten, luft och mark. Den senaste utvecklingen inom LCA innebär att någon form av platsberoende eftersträvas, vilken då tar hänsyn till vilken typ av recipient som de emitterade ämnena slutligen hamnar i. Denna utveckling förutsätter att spridningsberäkningar görs. Detta gör det teoretiskt relevant och möjligt att hantera human- och ekotoxicitet i en LCA. För att bedöma emitterade toxiska ämnen och de koncentrationer de ger upphov till i olika påverkansmedium finns två principiellt olika koncept utvecklade att utgå ifrån. Respektive koncept för spridningsberäkningar utgår från att utsläppen sker,

- ifrån en specifik geografiskt källa, vilket ger möjlighet med olika modeller att bedöma uppkomna koncentrationsfördelningar kring utsläppskällan. Hänsyn kan då tas till befintliga bakgrundskoncentrationer, recipientförhållanden och vilka individer som exponeras.

- till en enhetsvärld av generellt format, som innehåller ett bestämt antal ”fördelningsrum” (*eng. compartment*) av bestämda volymer och med vissa bestämda egenskaper, dvs en multimediamodell (se Bild 3). Dessa modeller kan även utgöras av länkade enhetsvärldar som representerar olika geografiska nivåer från lokal till regional/kontinental och global skala. Med hjälp av massbalansekvationer beräknas koncentrationer i respektive fördelningsrum utgående ifrån fugacitetsprincipen. Metodiken antar homogen fördelning av ett ämne inom varje fördelningsrum.

Med den förstnämnda metoden är det möjligt att beräkna koncentrationer och deras fördelning kring en utsläppskälla. Det finns sedan metoder utvecklade där exponeringar och koncentrationsgradienter används för att bedöma vilka faktiska effekter som kan uppstå. När sådana metoder används i en LCA kan det kallas för en platsspecifik LCA. I

detta fall är ambitionen densamma som för en traditionell miljörelaterad riskbedömning (environmental risk assessment, ERA). Denna typ av analys är vanlig vid miljökonsekvensbeskrivningar och kräver stor kännedom om de lokala geografiska förhållandena som råder, något som idag inte ingår i en livscykelinventering. Kritiken mot att implementera denna lösning för human- och ekotoxicitet i en LCA är primärt att en normal LCA saknar de underlagsdata som krävs för att göra en någorlunda korrekt sådan bedömning. Detta gäller brister både vad avser geografiska data i livscykelinventeringen, dvs information om exakt var utsläpp sker i ett geografiskt perspektiv, såväl som bedömningsmetoder för att beräkna faktiska effekter på mänsklig hälsa och ekosystemen. Vidare kan vi konstatera att de effektorienterade metoder som utvecklats för human- och ekotoxicitet endast hanterar utsläpp till luft (Externe 1995, Externe 1997, Hauschild & Potting 2001, se även Omniitox), vilket starkt begränsar den praktiska nyttan av dem. Vidare måste vi konstatera att en LCA inte genomförs för bara en specifik utsläppskälla utan för ett antal utsläpp som kan ske parallellt på olika platser och spridda över tiden, se Bild 2. Detta betyder att en korrekt utförd effektorienterad LCA för human och ekotoxicitet blir enormt omfattande. Med en platsspecifik LCA i kombination med den metod som beskrivits ovan kan vi konstatera att den inte är realistisk att genomföra i en normal LCA, eller användbar för riskminimering. Det vill säga om vi tillämpar en effektorienterad LCA perspektiv och kommer fram till att vi inte får några förväntade effekter i miljön (PEC/PNEC<1), så saknar vi samtidigt (i sådana fall) ett bedömningsunderlag för riskminimering.

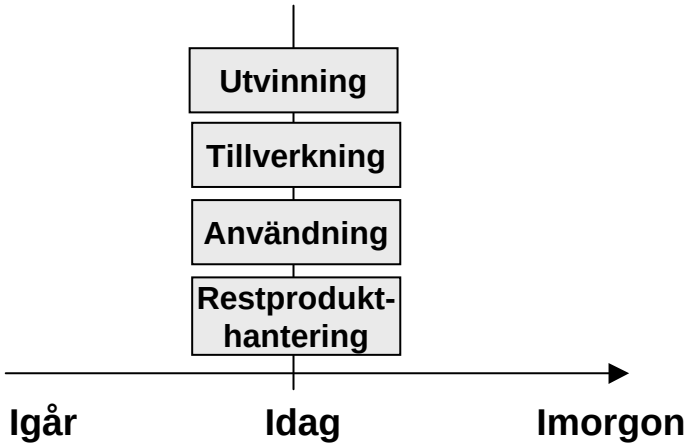

Bild 2 Utsläppen från olika processer/-steg som ingår i en LCA är olika fördelade i tiden och sker vid olika platser, men hanteras i praktiken som om de skedde vid samma tidpunkt och till samma utsläppsrecipient.

I det andra alternativet, med multimediamodeller, görs en spridningsberäkning som bygger på att ett utsläpp sker i en enhetsvärld, som i sin tur kan vara länkad och påverka en annan enhetsvärld osv. Denna inriktning kan vi kalla platsberoende LCA. På så sätt kan den platsberoende LCA-modellen hantera ett utsläpp som sker på lokal eller regional nivå och dess konsekvenser i ett globalt perspektiv, se Bild 3. När detta

koncept tillämpas i en LCA så utgör inventeringens initiala utsläpp till luft, vatten och mark föroreningskällor till multimediamodellens alla fördelningsrum. Dessa initiala föroreningskällor kan förenklas i en normal LCA så att de släpps ut i en specifik geografisk skala, exempelvis till den kontinentala enhetsvärlden. Denna modellstruktur betyder i praktiken att den upplösning som finns i en LCA (enligt Bild 2) sammanfaller med behovet av indata till en multimediamodell. Det vill säga; ambitionen är att alla utsläpp av ett ämne som sker på den kontinentala skalan kan hanteras som ett samlat föroreningsutsläpp, utan hänsyn tagen till att de inom denna skala faktiskt sker på olika platser. Med andra ord harmoniserar metoderna strukturmässigt med varandra och har förutsättningar att bli praktiskt genomförbara utan att nämnvärt utvidga arbetet att i praktiken genomföra en LCA.

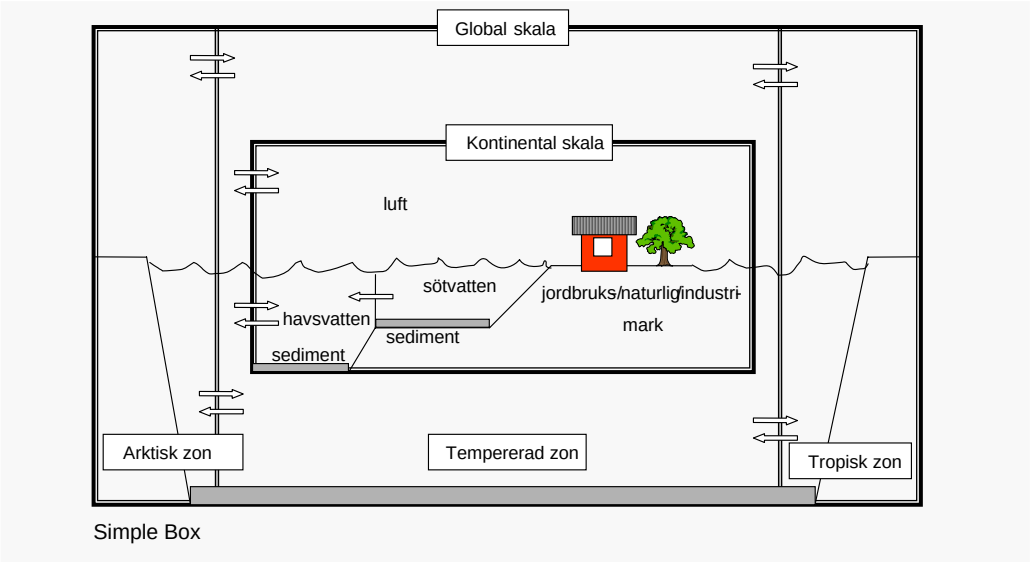

Bild 3 En multimediamodell utgörs av en enhetsvärld där koncentrationer av ett ämne i olika s k ”fördelningsrum” kan bedömas. (efter Brandes et al 1996)

För att bestämma fördelningen av ett utsläpp i en multimediamodell används så kallade fugacitetsberäkningar, där fördelningskoefficienter mellan olika fördelningsrum används (ex. Mackay 2002). Denna typ av beräkningar förutsätter att fullständig omblandning och därmed fördelning av ett ämne sker i varje fördelningsrum (vilket sammanfaller med geografisk ambition och omfattning vid en traditionell livscykelinventering enligt ovan).

Om vi som exempel betraktar en LCA av ett infrastrukturellt objekt så sker stora punktutsläpp vid byggnationen och andra utspritt över tiden från dess drift och underhåll. Skall en samlad riskminimeringsbedömning göras av olika tillgängliga produktalternativ, så kan respektive produktsystems utsläpp sättas som ett inflöde i en och samma multimediamodell. Utsläppen från livscykelinventeringen (LCI) utgör då

emissioner till olika fördelningsrum i multimediamodellen. Därefter beräknas fördelningen och koncentrationerna i de olika fördelningsrum som multimediamodellen omfattar, se Bild 3. För varje produkt kommer således utsläppen ske till samma geografiska skala av multimediamodellen, vilka kommer ligga till grund den beräknade samlade koncentrationen som de olika produktsystemet ger upphov till. I praktiken betyder detta att multimediamodellen ger ett metodmässigt korrekt bedömningsresultat för att göra en riskminimering i en LCA. Dessutom kan vi konstatera att de modeller som idag finns utvecklade och omfattar de mest betydande utsläppsmedierna utgår från multimediamodeller (Genée et al 1996, Wenzel et al 1997, Goedkoop et al 1998, Goedkoop et al 2000, Huijbregts 1999). Denna typ av modeller klarar sig således med den begränsade informationsmängd som normalt sett är rimlig att kräva i en LCA och ger ett tillförlitligt underlag i en LCA för riskminimering.

3. Olika miljöpåverkanskategoriers relativa betydelse

I syfte att erhålla en metod som beskriver olika miljöpåverkanskategoriers relativa betydelse har vi valt att göra en normalisering för respektive miljöpåverkanskategori. Normaliseringen utgår ifrån den miljöbelastning som beskrivs som ekologiskt hållbar enligt de nationella miljökvalitetsmålen[1]. Denna slags normalisering får enligt ISO standarden 14042 användas för att kommunicera resultatet från en LCA externt. Detta gäller även extern kommunikation där olika produkters prestanda jämförs, eftersom inga direkta subjektiva värderingar används.

IVLs normaliseringsmetod går ut på att den årliga totala miljöpåverkan som kan accepteras enligt de nationella miljökvalitetsmålen, fördelas på det antal personer som finns i Sverige (eller något annat större område som kan vara aktuellt exempelvis EU). På så sätt erhåller varje svensk en *utsläppstak* per miljöpåverkanskategori vilket vi kallar en *personekvivalent*[2]. Enheten personekvivalent motsvarar således den totala

1 I april 1999 antog riksdagen mål för miljökvaliteten inom femton områden. Målen beskriver den kvalitet och det tillstånd för Sveriges miljö och dess natur- och kulturresurser som är ekologiskt hållbara på lång sikt. För att konkretisera miljöarbetet föreslog regeringen våren 2001 delmål på vägen till miljömålen. Delmålen anger inriktning och tidsperspektiv. Riksdagen fattade beslut om propositionen Svenska miljömål – delmål och åtgärdsstrategier (proposition 2000/01:130) i november 2001. Delmål för miljömålen finns också i kemikaliepropositionen 2000/01:65 (riksdagsbeslut i juni 2001) och klimatpropositionen 2001/02:55 (riksdagsbeslut i mars 2002). Även propositionen om inomhusmiljön, 2001/02:128, som regeringen överlämnade till riksdagen i mars 2002, innehåller förslag till delmål (riksdagsbeslut i juni 2002). (se vidare på: http://miljomal.nu/index.php)

2 En utsläppsrätt använd exempelvis för koldioxid inom näringslivet, men ordet personekvivalent används för att ge en innebörd om att det är en maximal belastning per capita räknat som åsyftas, samt ett värde för en genomsnittsindivid.

miljöpåverkan som vi i Sverige årligen får orsaka miljön per genomsnittsindivid räknat. Denna miljöpåverkan motsvarar en långsiktigt acceptabel belastning som naturen och människorna tål. Om en persons årliga totala miljöpåverkan beräknas och kvoten enligt ovan är mindre än 1 så har personen en hållbar livsstil. Det vill säga, om personens årliga *miljöpåverkansprofil* för samtliga miljöpåverkanskategorier är mindre än 1 personekvivalent (pe), se Bild 4.

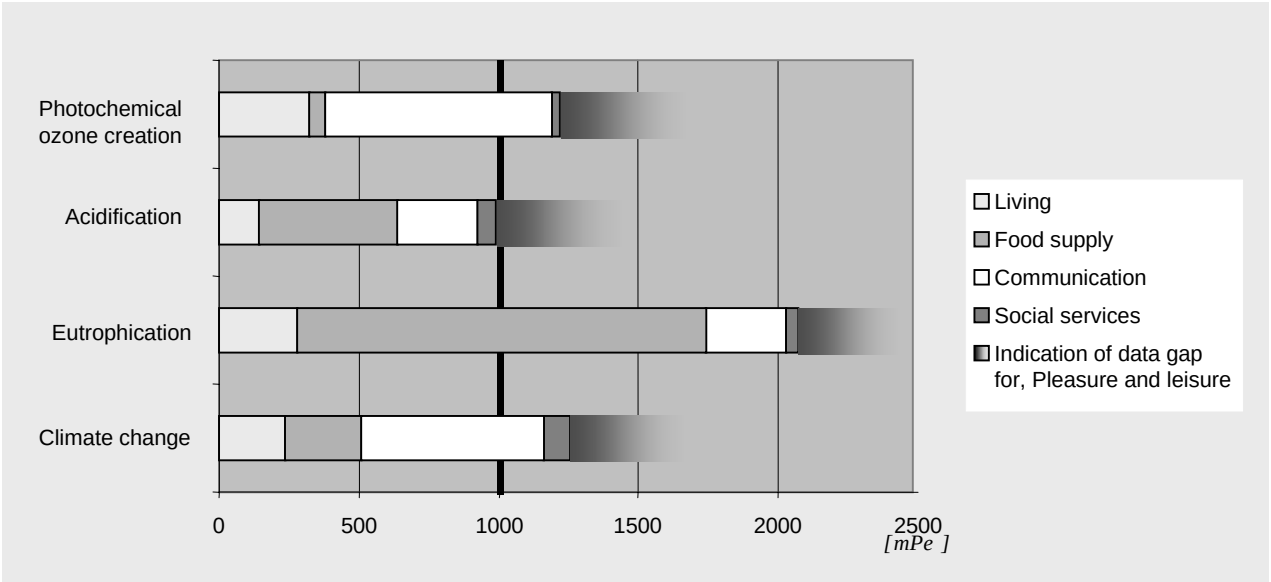

Bild 4 Den årliga genomsnittliga miljöpåverkansprofil för en svensk uppdelat i fem så kallade livsnödvändiga tjänster. En ekologis hållbar livsstil innebär att miljöpåverkan skall vara mindre än 1000 mPe (1 Pe) (Erlandsson 2003).

Miljökvalitetsmålen utgör egentligen ett antal så kallade tillståndsindikatorer. För att dessa skall vara användbara i systemanalytiska verktyg som livscykelanalyser (LCA), skiljer man på miljöpåverkanskategorier och skyddsobjekt. Miljöpåverkanskategorierna (försurning, övergödning, klimatpåverkan mm) är (oberoende) faktorer som belastar miljön, medan skyddsobjekt är något man vill bevara (d.v.s. mänsklig hälsa, ekosystemens välbefinnande och naturresurser). Vi har därför strukturerat om miljökvalitetsmålen för att följa denna uppdelning (d.v.s. i enlighet med ISO 14042 – Life cycle impact assessment), se Bild 5.

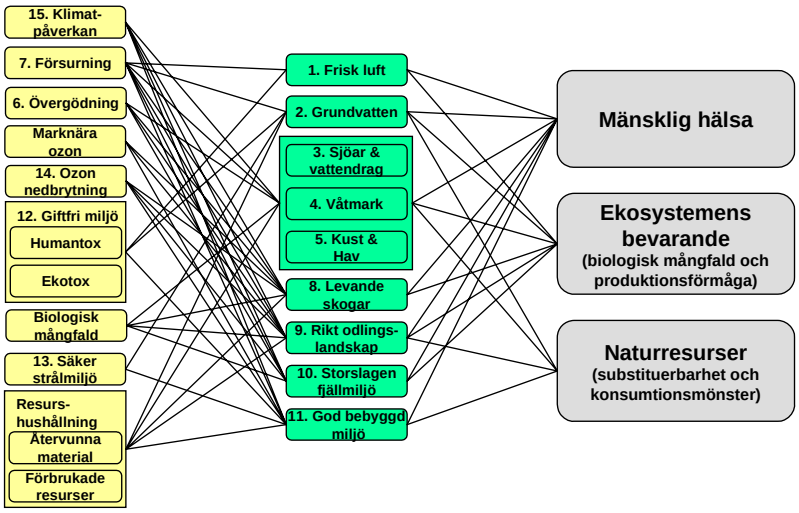

Bild 5 Miljökvalitetsmålen (numrerade rubriker) grupperade i miljöpåverkanskategorier (gult/vänster) och skyddsobjekt (grönt/mitten), samt i systemet tillämpade övergripande tre skyddsobjekt (gråa rutor/höger).

Det slutgiltiga resultatet av normaliseringsmetoden gör det möjligt att på ett kvantitativt sätt beskriva olika miljöpåverkanskategoriers inbördes relativa betydelse, se Bild 6. Denna slags normaliseringsmetod har tidigare inte omfattat human- och ekotoxicitet, vilket då gjort bedömningsunderlaget ofullständigt.

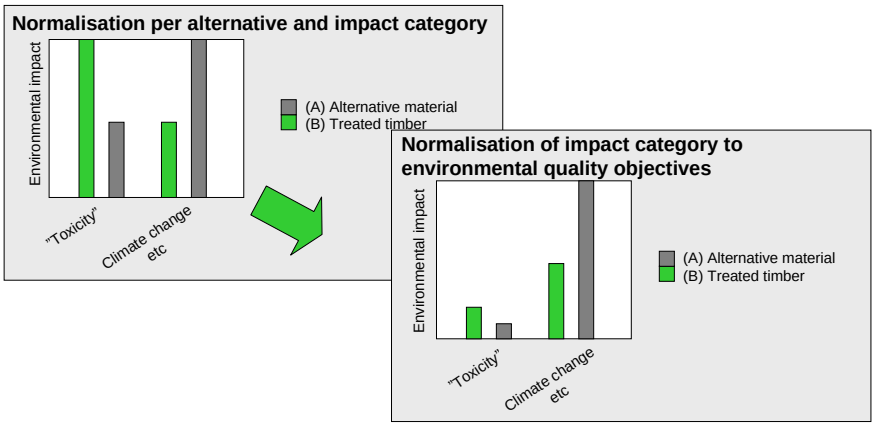

Bild 6 Normalisering för varje miljöpåverkanskategori i förhållande till maxfallet eller i förhållande till miljökvalitetsmålen vilket då ger olika kategoriers relativa betydelse.

IVLs bedömningsmetod baseras på etablerad kunskap och har tillämpats ibland annat Byggsektorns miljöutredning (www.kretsloppsradet.com), som ett led i sektorns miljömålsarbete och miljöåtagande. Den vetenskapliga grunden att använda olika

bedömningsmetoder i extern miljökommunikation är beskriven i en separat artikel ”On the possibilities communicate results from impact assessment in an LCA disclosed to public” av Erlandsson och Lindfors (2003).

4. Normalisering av humantoxicitet

Ett vanligt sätt att ange hur mycket en människa kan exponeras för ett specifikt ämne är att exempelvis ange ett tolerabelt dagligt intag (TDI), vilket i sin tur bygger på olika dos-respons- eller dos-effektsamband. Totalt sett kan ett antal spridningsvägar identifieras så som direkta via luften vi andas, men även indirekta via föda som vi äter och dricker, som i sin tur kan komma från exempelvis djur som i sin tur exponerats för olika ämnen från den miljön där de befinner sig. På så sätt bestäms exponeringen för olika ämnen som vi får i oss på olika sätt (via inandning, oralt/mun, dermalt/hud). I exponeringsbedömningen görs sedan en beräkning av ett bedömt dagligt intag (*eng. Predicted Daily Intake*, PDI) med hänsyn till de olika geografiska skalorna.

I den riskbedömningsmetod som används i en platsberoende LCA, som utgår ifrån en multimediamodell (Genée et al 1996b, Goedkoop et al 1998, Huijbregts 1999), så beräknas exponeringen i de olika geografiska skalorna som orsakats av ett enhetsutsläpp (ex 100 000 kg/dag) från olika utsläppsrecipienter (dvs luft, vatten och mark). På så sätt erhålls ett värde från exponeringsbedömningen på PDI som kan ställas i relation till ett långsiktigt acceptabelt värde (dvs *eng. Human Limit Value*, HLV, för respektive spridningsväg). Detta resulterar i olika värden för kvoten PDI/HLV för olika utsläppsrecipienter. Dessa värden på kvoten PDI/HLV motsvarar då ett relativt riskkarakteriseringsvärde, vilket beskriver den potentiella effekten från ett utsläpp av ett ämne till en specifik utsläppsrecipient i förhållande till andra ämnen och andra recipienter. Huijbregts (1999) har sedan valt att räkna om dessa ”fiktiva” riskkarakteriseringskvoter till en 1,4-diklorbensenekvivalent, vilket i sig inte påverkar bedömningsresultatet i sak, men resulterar i att alla värden ges en gemensam ekvivalent i förhållande till ett specifikt ämne.

Genom att sedan ta hänsyn till antalet människor som lever i mulimediamodellens olika geografiska skalor så kan en bedömning göras över det samlade bidraget till humantoxicitet. För att sedan kunna genomföra normaliseringen behöver vi veta hur mycket vi årligen kan exponeras för humantoxiska substanser utan att icke önskade effekter skall uppstå. Eftersom olika ämnen har olika medicinska effekter så har vi valt ett konservativt antagande, där vi för normaliseringen utgår ifrån den mängd bensen som vi kan exponeras för via luft som en begränsande utsläppsfaktor för humantoxicitet. Bensen är vald som en lämplig referenssubstans för normaliseringen, eftersom bensen är ett ämne där halten på många ställen fortfarande befinner sig över ett långsiktigt kritiskt gränsvärde. I riskbedömningsmodellen används HLV för bensen som indata, för att i sin

tur beräkna vilket totalt utsläpp detta motsvarar per person i Europa. Det på så sätt erhållna värdet används för normaliseringsbas för alla humantoxiska ämnen (Erlandsson 2003). Då denna normaliseringsbas innebär ett konservativt antagande, då olika ämnen inte nödvändigtvis ger upphov till samma effekter, bör resultatet ifrån en LCA beaktas med kännedom om detta faktum. Detta betyder således att om bedömningssystemet används och detta resulterar i höga värden för humantoxicitet, så bör man gå vidare med en mer detaljerad riskbedömning.

5. Normalisering av ekotoxicitet

Förutsättningarna för att genomföra en normalisering för ekotoxicitet skiljer sig väsentligt på en betydande punkt i förhållande till humantoxicitet: För normalisering av ekotoxicitet finns inte bara en art att ta hänsyn till! I Huijbregts (1999) märks detta genom att för en utsläppsrecipient kan ett värde bestämmas för humantoxicitet, emedan för ekotoxicitet lämnas fem delresultat, vilka inte integrerats till ett värde då Huijbregts vill undvika värderingsmetoder (vilket i sak sammanfaller med vår ambition).

För att lösa detta metodmässiga problem har utgångspunkten här varit att betrakta ekosystemet som en organism (levande helhet). Genom att sedan betrakta de initiala utsläppsrecipienterna som spridningsvägar, med vilka ekosystemet (som en helhet) tillförs olika ämnen i kombination med försiktighetsprincipen, så erhålls basen för den metodmässiga ansatsen som krävs för att realisera normaliseringen.

I riskbedömningsmetoden kan sedan ett maximalt utsläpp bestämmas för varje utsläppsrecipient genom att utföra baklänges exponeringsberäkningar. Detta utsläpp utgör ett utsläppstak som krävs för att skydda alla miljöer/fördelningsrum som belastas via utsläppsrecipienten (oavsett geografisk skala). Utsläppstaket bestäms av att koncentrationen i miljön (Predicted Environmental Concentration, PEC) inte skall överskrida den långsiktigt acceptabla koncentrationen (Predicted No Effect Concentration, PNEC). Utsläppstaket begränsas således av att det fördelningsrum där riskkarakteriseringsvärdet först når utsläppstaket, dvs där PEC/PNEC=1, samtidigt som värdena för de andra fördelningsrummen således är mindre (PEC/PNEC<1). De utsläpp som på så sätt beräknas resulterar i relativa flöden per utsläppsrecipient, vilka utgör en karakteriseringsfaktor för ett specifikt ämne och utsläppsrecipient.

För att kunna genomföra normaliseringen för ekotoxicitet behöver vi, precis som för alla andra miljöpåverkanskategorier, veta det årligen acceptabla utsläppet av ämnen utan att icke önskade effekter skall uppstå. Då vi redan beräknat detta årligt acceptabla flöde, per substans, så återstår bara att genomföra normaliseringen av ekotoxicitet genom att fördela ut detta flöde på de personer som finns i Europa. Notera att de beräkningar som måste genomföras innebär att man, till skillnad från humantoxicitet,

gör en normalisering med utgångspunkt för varje ämne. Detta innebär att det konservativa antagandet som görs för humantoxicitet inte är aktuellt för ekotoxicitet. De på så sätt erhållna värdena resulterar i en normaliseringsbas för alla ekotoxiska ämnen (se vidare i Erlandsson 2003), utan att införa några direkta subjektiva värderingar.

6. Koppling till EUs metoder för kemikaliebedömning

Med tanke på vilket dataunderlag som idag hanteras i en normal LCA eller är rimligt att tillföra en LCA, men framförallt med tanke på målet att hantera riskminimering i ett livscykelperspektiv, så har IVL valt att utgå ifrån en multimediamodell som det mest ändamålsenliga konceptet för att hantera human- och ekotoxicitet i en LCA. Mot denna bakgrund kan vi konstatera att det finns tydliga återkopplingar till EUs riktlinjer och applikationer för kemikaliebedömning.

De generella principerna för riskbedömning inom EU beskrivs i Direktiv 93/97 för nya substanser och i direktiv 98/8 för befintliga. Dessa dokument innehåller ingen vägledning hur arbetet skall utföras i detalj. Därför har hjälpmedel inom EU arbetats fram som benämns ”Technical Guidance Document (TGD) on Risk Assessment” (EC 2003). Här beskrivs i detalj hur en riskbedömning skall genomföras. För att ytterligare hjälpa dem som skall utföra en riskbedömning har ett dataverktyg utvecklats som bygger på TGD och benämns EUSES (EU/JRC 1996). EUSES används för att bedömning av kemikalier enligt gällande direktiv[3]. EUSES bygger till stora delar på en multimediamodell som utvecklats i Holland kallad USES, vilket gör att de i princip är lika till sin struktur. EUSES/USES har i sin tur omarbetats av CML i Holland för att kunna användas i en LCA (Huijbregts 1999). Metoden kallas USES-LCA och har anpassats så att alla de konservativa antaganden som finns i EUSES/USES motsvarar mer realistiska förhållanden, vilket sammantaget gör att rättvisande relativa bedömningar av olika ämnen kan göras. Utifrån detta underlag har IVL utarbetat en normaliseringsmetod som gör att ett integrerat värde för både human- och ekotoxicitet kan bestämmas, samt dess relativa betydelse till andra miljöpåverkanskategorier. Bedömningsmetoden för att hantera human- och ekotoxicitet i en LCA utgår således från kända och vetenskapligt robusta metoder som överensstämmer med EUs kemikaliebedömning, se Bild 7.

[3] Uppdaterad version av EUSES förväntas inom kort. Senaste versionen av EUSES är 4.0.

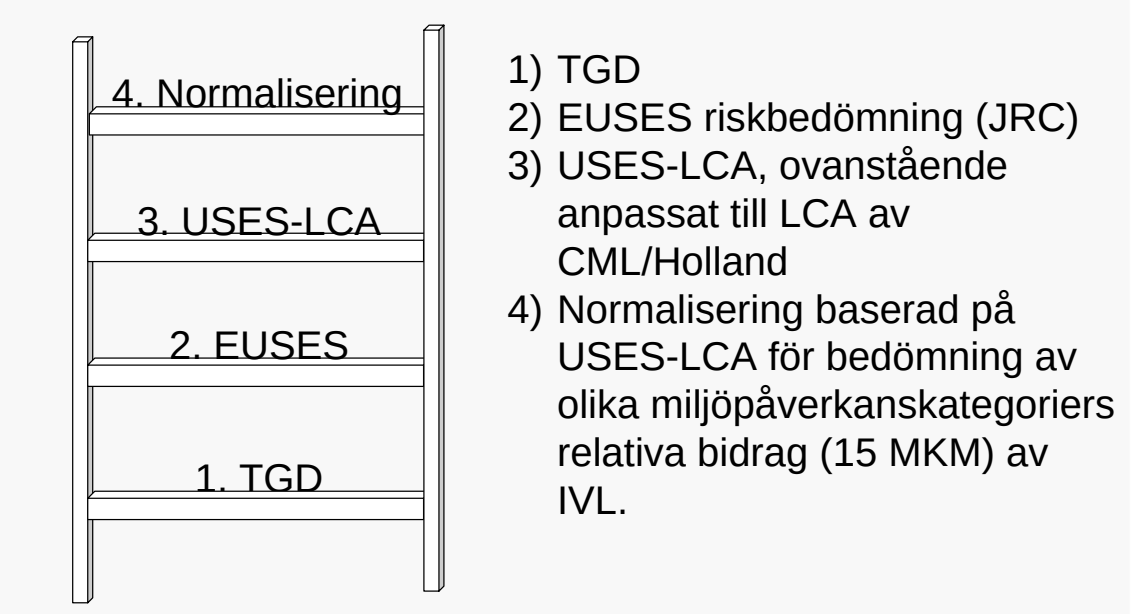

Bild 7 Toxicitet i en LCA baserad på kända accepterade metoder vilket sammantaget gör att ett integrerat relativt värde erhålls.

Om vi studerar vitboken till EUs nya kemikaliepolitik (REACH) så efterlyser man där ett komplement till riskbedömning som gör det möjligt att hantera kemikalier i ett livscykelperspektiv (EU 2001). Med det koncept som beskrivs här kan samma underlagsdata och modeller som används för riskbedömningen enligt EU användas för att räknas om till en så kallad karakteriseringsfaktor i en LCA, med de modellvärden/(settings) som anges av Huijbregts (1999). Karakteriseringsfaktorerna används i en LCA för att räkna om ett ämnes bidrag till en miljöpåverkanskategori. För klimatpåverkan räknas olika gasers bidrag om till CO_2 ekvivalenter och på samma sätt kan man räkna om olika ämnens bidrag till human- och ekotoxicitet till en ekvivalent, se vidare i Erlandsson (2003). Vi kan utifrån detta konstatera att den metod som IVL tagit fram utgör en vidareutveckling av de metoder och verktyg som redan tillämpas enligt EUs regelverk.

7. Exempel på genomförda LCA-beräkningar

Exemplet som presenteras här syftar till att visa på resultat från tillämpning av normaliseringsmetoden där toxiska utsläpp ingår, vilket då givetvis förutsätter att inventeringen innehåller sådana ämnen. I de flesta fall ingår inte alla kända toxiska utsläpp i inventeringsdata. Mot denna bakgrund skull man kunna påstå att problemet att hantera human- och ekotoxicitet i en LCA snarare beror på brist på inventeringsdata än på bristande bedömningsmetod.

Genomförda LCA-beräkningar omfattar två olika produktområden, nämligen fasad- och terrassmaterial. I beräkningarna baseras produktområdenas olika materialvalen huvudsakliga på stål, betong och impregnerat trä.

Inventeringsdata för impregnerat trä utgår ifrån till stora delar på ett tidigare miljövarudeklarationsprojekt, där generella data för impregneringsmedlets livscykel tagits fram med stöd från Sv Träskyddsföreningen och FLIT (Erlandsson 2001). Indata för att bestämma karakteriseringsfaktorn för den organiska delen av det kopparbaserade AB medlet redovisas i separat bilaga. Specifika inventeringsdata från impregneringsverket kommer från Sandåsa Åker Timber AB (Gyllengahm 2002). För impregnerat trä har utöver normal levererad fuktkvot även resultat tagits fram för virke som torkats ner till en fuktkvot på 18% (Erlandsson 1996).

Cementdata kommer från Cementas anläggning och gäller för 1999 års produktion (Cementa 2000). Övriga data för betongplattor är hämtade ifrån Erlandsson (1995).

För stål har generella europeiska data använts (BUWAL 1996, IISI 1999). Vid alla processer där exempelvis mer än en produkt uppstår måste man fördela (allokera) miljöpåverkan på de olika produkterna som uppstår. IISI använder en allokeringsmetod (som utnyttjar systemutvidgning) som ger lägre utsläpp för stålprodukter, än vad de skulle gjort om de använt samma allokeringsmetod som tillämpats för de andra materialen.

För stål och trä förutsätts 100% återvinning av produkterna och betongplattorna antas användas som fyllnadsmassor när de är uttjänta. Därutöver har följande uppgifter använts för de olika materialalternativen:

Fasadmaterial:
Lockpanel 22x145, 22x45, klass AB, impr. med ett kopparbaserat träskyddsmedel
Belagd stålplåt, (Al-Zn) 0,55 mm
Livslängd: 75 år (för båda alternativen)
Underhåll av stålplåten: ommålning vart 10:e år
Underhåll av träpanelen: ommålning vart 8:e år (med lasur).

Terrassmaterial:
Trätrall 22x95, klass AB, impr. med ett kopparbaserat träskyddsmedel
Betongplattor 30x400x400 (ej körbar kvalitet)
Livslängd: 25 år (för båda alternativen)
Underhåll av trätrallen: årlig inoljning (30% TS)*
Underhåll av betongplattorna: ingen*

**Båda materialen förutsätts tvättas årligen med exempelvis en högtrycktvätt (ingår inte i inventeringen).*

Resultatet av LCA-beräkningarna visas i Bild 8 och 9 och beskriver miljöpåverkan för 1 m^2 fasad respektive 1 m^2 terrassbeläggning under dess livslängd. Dessa så kallade funktionella enheter utgör jämförelsebasen mellan de olika tekniska lösningarna. Det betyder att alternativen kan anses jämförbara med en begränsad funktionsaspekt. Slutgiltigt materialval beror på faktorer som inte beaktas i den funktionella enheten såsom estetik, brandsäkerhet osv.

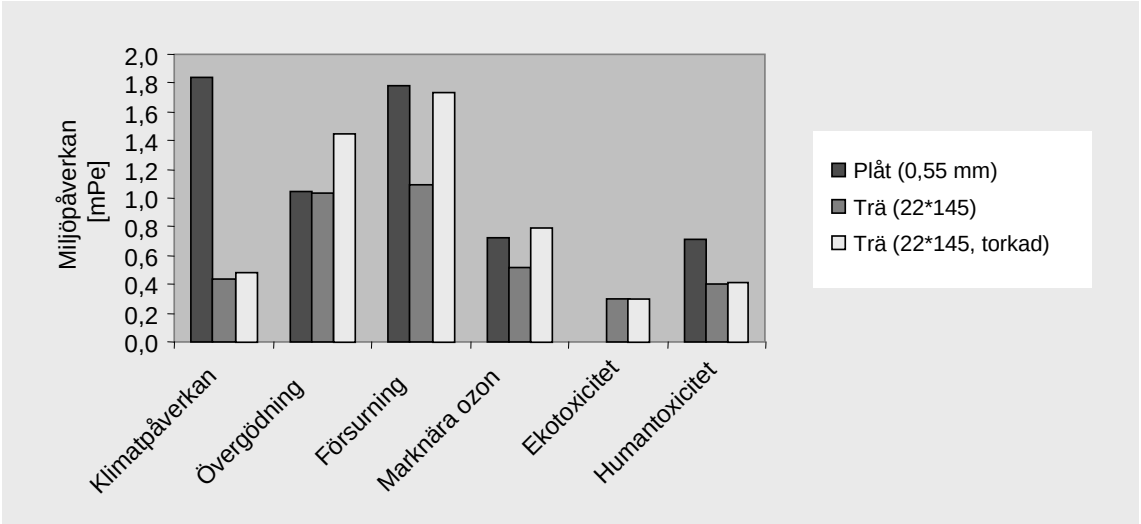

Bild 8 Miljöpåverkan för 1 m^2 fasad under en livslängd på 70 år, normaliserad enligt miljökvalitetsmålen för två olika materialval, där två kvalitéer av impregnerat trä ingår.

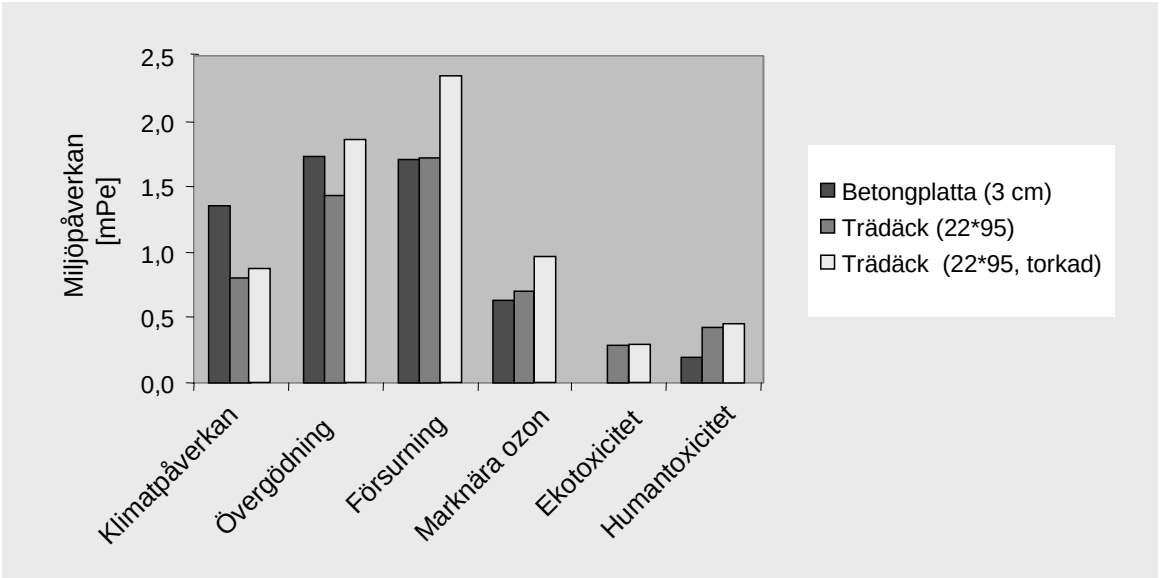

Bild 8 Miljöpåverkan för 1 m^2 terrass under en livslängd på 25 år, normaliserad enligt miljökvalitetsmålen för två olika materialval, där två kvalitéer av impregnerat trä ingår.

Som framgår av Bild 8 och 9 så är en låg klimatpåverkan styrkan för impregnerat trä. Den normaliserade miljöprofilen visar också på den relativa låga betydelsen av de två

miljöpåverkanskategorierna human- och ekotoxicitet i de två produktområdena. Bidraget till klimatpåverkan ökar inte nämnvärt när den torkade virkeskvaliteten väljs, då sågverkens energiproduktion till stora delar baseras på förnyelsebara bränslen. Den vanliga kvalitén på impregnerat virke som säljs utgör ett från miljösynpunkt fördelaktigare alternativ än den extra torkade. Det torkade virket innebär dock andra kvalitéer som gör detta alternativ som ett intressant val i vissa tillämpningar.

I fallstudien har en mycket tunn betongplatta valts. Om istället en 50 mm tjock betongplatta hade valt, så hade det impregnerade trädäcket haft en lägre miljöpåverkan för alla miljöpåverkanskategorier frånsett toxicitet, vilket får anses logiskt med tanke på att produkten har behandlats så att den skall vara beständig just mot biologiska angrepp. Anmärkningsvärt är att utsläppen från plåtfasaden ger ett högre bidrag till humantoxicitet än de impregnerade träalternativen. Detta bidrag från plåtfasaden kommer från utsläpp av tungmetaller från tillverkningen av plåten och då främst luftutsläpp. Värt att notera är att data representerar generella europeiska data vilket gör att svensk plåt skulle kunna ge ett annat resultat. Även betongplattan har ett signifikant utsläpp från tillverkningen av cement och de tungmetallutsläpp som uppstår där. Vid både stålframställningen och cementtillverkningen är det kromutsläppen till luft som står för den betydande andelen av bidraget till humantoxicitet.

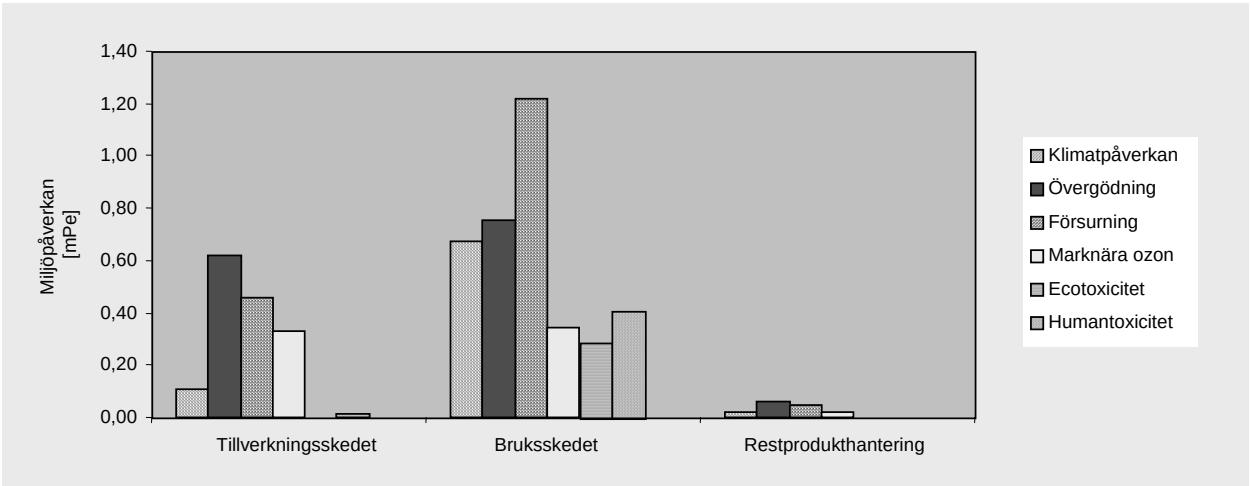

Bild 9 Miljöpåverkan för 1 m^2 terrass under en livslängd på 25 år, normaliserad enligt miljökvalitetsmålen för två olika materialval, där två kvalitéer av impregnerat trä ingår.

En närmare studie av livscykeln för impregnerad trätrall visar att bruksskedet utgör det dominerande delen av produktens livscykel, se Bild 9. Intresseväckande är att tillverkningen och användningen av träoljan ger upphov till mycket av den miljöpåverkan som uppstår under driftsskedet. Bidraget från ekotoxicitet kommer till övervägande del från lakning av träskyddsmedlet under bruksskedet. Däremot kommer nära hälften av bidraget till humantoxicitet från träoljan. Värt att notera är även att

träskyddsmedlet bara står för ca 30% av det totala bidraget till humantoxicitet, där detta orsakas av bränslerelaterade utsläpp från alla tillverkningsprocesser.

8. Fortsatt arbete

Omsätts resultatet i Bild 9 som ett underlag för en miljövarudeklaration enligt exempelvis Miljöstyrningsrådets (MSR) system, så kan vi konstatera att det som deklareras i miljöprofilen bara omfattar tillverkningsskedet (MSR 1999). Dessutom finns inga karakteriseringsfaktorer för human- och ekotoxicitet i MSR, varför miljöpåverkanskategorierna human och ekotoxicitet inte ingår i den publika miljövarudeklarationen. Mot denna bakgrund blir det ganska uppenbart att LCA-baserade miljövarudeklarationer i framtiden även måste beakta karakteriseringsfaktorer för human- och ekotoxicitet, om miljövarudeklarationerna från MSR skall anses fullständiga.

Värt att notera att även om en LCA baserad miljövarudeklaration, generellt sett som omfattar "från vaggan till och med färdig produkt", innehåller uppgifter för human- och ekotoxicitet i miljöprofilen så kan detta inte användas som ett fullständigt beslutsunderlag. Ett fullständigt beslutsunderlag föreligger endast om inventering omfattar hela produktens livscykeln (jämför med omfattningen enligt Bild 9). LCA-baserade miljövarudeklarationer skall därför ses som ett kvalificerat dataunderlag för den som sedan vill ta fram ett fullständigt beslutsunderlag med hjälp av en LCA.

För att stärka användbarheten av den bedömningsmetod för human och ekotoxicitet som beskrivs här skulle ett specifikt fördelningsrum i multimediamodellen behöva utvecklas som hanterar en deponi. För ekotoxicitet tillkommer dessutom ett behov av att utveckla olika nivåer på kvalitéer på långsiktigt acceptabla koncentrationer (PNEC) för industrimark och deponimark.

Att utveckla metoder som omfattar dataosäkerhet, förbättra inventeringsdata och ta fram fler karakteriseringsfaktorer för fler ämnen är ett stort arbete och som alltid kan förbättras.

De här genomförda LCA-beräkningarna skall kompletteras med bl.a. specifika karakteriseringsfaktorer för en på marknaden vanligt förekommande aktiv substans i ett AB medel. I samband med detta kommer även datadokumentation för genomförda LCA-beräkningar att publiceras. Denna datadokumentation kommer då att följa Sirii-SPINE formatet, se www.sirii.org.

9. Referenser

Brandes LJ, den Hollander H, van der Meent D. SimpleBox 2.0: A nested multimedia fate model for evaluating the environmental fate of chemicals. National Institute of Public Health and the Environment, Report No 719101029, Bilthoven, The Netherlands 1996.

BUWAL (1996.) Ökoinventare für Verpackungen, Band II, BUWAL Schriftenreine, Umwelt Nr. 250/I/II, Bern 1996.

Cementa (2000). Miljörapport 1999. Cementa AB, Slite.

EC, Commission Of The European Communities. White Paper. Strategy for a future Chemicals Policy (presented by the Commission). COM(2001) 88 final, Brussels, 27.2.2001.

EC, European Communities (2003). Technical Guidance Document (TGD) on Risk Assessment. Joint Research Centre; EUR 20418 EN/, Part I.

EC/JRC (1996). Jager TD et al. EUSES the European Union System for Evaluation of Substances. National Institute of Health and the Environment (RIVM), The Netherlands; available from the European Chemical Beau (EC/JRC), Ispra, Italy.

Erlandsson M (1995). Environmental Assessment of building components. Licientiate of engineering thesis, Dep. of Building Science, KTH, Trita-BYMA 1995:1

Erlandsson M (1996). Methodology for Environmental Assessment of Wood-Based Products. General and specific questions related to the life cycle inventory. Trätek, Report I 9608070, August 1996.

Erlandsson M (2000). Produktspecifika regler för miljödeklaration av beständiga träprodukter enligt ISO TR 14025. Slutrapport till Nordic Wood, IVL Svenska miljöinstitutet, A20347, Stockholm, December 2000.

Erlandsson M (2002). Miljöbedömningsmetod baserad på de svenska miljökvalitetsmålen - visionen om det framtida hållbara folkhemmet. Version 2002. IVL Svenska miljöinstitutet, Stockholm, rapport No B 1509, Stockholm, December 2002, (reviderad Juni 2003).

Erlandsson M (2003). Produkters miljöpåverkan från svensk privatkonsumtion utifrån ett individperspektiv kopplat till miljömålen. Naturvårdsverket, Stockholm 2003-03-21 (in press).

Erlandsson M, Lindfors L-G (2003). On the possibilities communicate results from impact assessment in an LCA disclosed to public. International Journal of LCA, 8 (2) 65-73 (2003).

ExternE (1995). Externalities of Energy, Volume 1-6. European Commission, Directorate-General XIII, Science Research and Development. European Commission EUR 16520 EN Luxembourg.

ExternE (1997). Core Project, Extension of the Accounting Framework; Final Report, compiled by Mayerhofer P, Krewitt W, Friedrich R (1997): The European Commission, Contract No. JOS3-CT95- 0002, Stuttgart (available at http://externe.jrc.es/meth2.pdf).

Genée JB, Heijungs R, Van Oers LFCM, Wagner Sleeswijk A, van der Meent D, Vermeire T, Rikken M (1996a). USES: Uniform System for Evaluation of Substances. Inclusion of fate in LCA characterisation of toxic releases. Applying EUSES 1.0. International Journal of LCA, 1 (3) 133-138 (1996).

Genée JB, Heijungs R, Van Oers LFCM, Wagner Sleeswijk A, van der Meent D, Vermeire T, Rikken M (1996b). LCA impact assessment of toxic releases. Generic model of fate, exposure and effect for ecosystems and human beings with data for about 100 chemicals. Ministry of housing, Spatial planing and the Environment (VROM), report no. 1996/21, The Hague, The Netherlands 1996.

Goedkoop M, Hoffstetter P, Müller-Wenk R, Spriensma R (1998). The Eco-Indicator 1998 Explained. Int. J. of LCA Vol 3. No 6. 352-360.

Goedkoop M, Spriensma R (2000). The Eco-indicator 99, A damage oriented method for Life Cycle Impact. Methodology report. PRé – product ecology consultants, The Netherlands, April 2000.

Gyllengahm A (2002). Personlig kommunikation, Sandåsa Åker Timber AB.

Hauschild M, Potting J (2001). Guidelines on spatial differentiation in life cycle impact assessment – the EDIP2000 methodology. Final draft. Institute for Product Development, Technical University of Denmark (manuscript).

Huijbregts, M. (1999). Priority Assessment of Toxic Substances in the frame of LCA. Development and application of the multi-media fate, exposure and effect model UESES-LCA. Milieukunde, Univ. van Amsterdam, Amsterdam May 1999.

ISO (2000a): Environmental management - Life cycle assessment - Life cycle impact assessment. International for Standardisation Organisation, ISO: 14042:2000.

IISI, International Iron and Steel Institute, (1999). World Steel Life Cycle Inventory; Data sheet for Organic Coated Flat, BF Route, Worldwide Average. LCA Manager Technology Department, IISI. Brussels. Belgium.

Mackay D (2001). Multimedia Environmental Models. The Fugacity approach. Second edition. Lewis Publishers, ISBN 1-56670-542-8.

MSR, Miljöstyrningsrådet (1999). Requirements for environmental product declarations, EPD an application of ISO TR 14025 typ III environmental declarations. MSR, MSR, Swedish Environmental Management Council. MSR report 1999:2. English translation – Draft version 1, 2000-03-27.

Omniitox (2003). Hemsida: http://www.omniitox.net/.

Wenzel, H., Hauschild, M and Alting, L. (1997). Environmental Assessment of Products. Volume 1: Methodology, tools and case studies in product development. Institute for Product development; Danish Technical University, Ministry of Environment and Energy, Confederation of Danish Industries, Chapman and Hall, London.

Bilaga:
Indata för ett principiellt organiskt AB medel

Nedanstående uppgifter har används som indata för att erhålla karakteriseringsfaktorer för human- och ekotoxitet för ett principiellt organiskt AB medel.

Compound name	**Name**	**unit**	**Pricipal fungicide**
CAS nr.	CAS	-	No
Effects assessment			
Acceptable/Tolerable Daily Intake or Reference Dose for man	ADI/TDI/RfD	kg/kg*d	1,30E-08
Acceptable/Tolerable Concentration in air for man	HACair	kg/m3	no value
Maximum Tolerable Concentration for aquatic compartment	MPCwater	kg/m3	8,00E-08
Maximum Tolerable Concentration for fresh water aquatic compartment	MPCwater fresh	kg/m3	no value
Maximum Tolerable Concentration for salt water aquatic compartment	MPCwater salt	kg/m3	no value
Maximum Tolerable Concentration for sediment compartment	MPCsediment	kg/kg(wwt)	EP
Maximum Tolerable Concentration for fresh water sediment compartment	MPCsediment water fresh	kg/kg(wwt)	EP
Maximum Tolerable Concentration for salt water sediment compartment	MPCsediment water salt	kg/kg(wwt)	EP
Maximum Tolerable Concentration for soil compartment	MPCsoil	kg/kg(wwt)	2,00E-09
Inorganic substance, but no metal?	Inorganic?	yes/no	no
Physico-chemical properties			
molecular weight	MW	g/mol	342,2
octanol-water partition coefficient , neutral species	Kow	-	5248
melting point	TEMPmelt	C	25
vapor pressure (25)	VP	Pa	5,60E-05
solubility (25), neutral species	SOL	mg/l	110
dissociation constant for acids	pKa	-	1,09
Is the compound a metal?	Metal_x?	yes/no	no
Partitioning			
Henry's law constant (25C)	HENRY25	(Pa-m3/mol)	4,17E-04
organic carbon partition coefficient	Koc	l/kg	6,61E+02
solid-water partition coefficient soil	Kp(soil)	l/kg	no value
solid-water partition coefficient sediment	K(sed)	l/kg	no value
solid-water partition coefficient suspended matter	Kp (susp)	l/kg	no value
Aerosol collection efficiency	COLLECTeff	-	no value
Fraction of aerosol bounded substance	FRass(aerosol)	-	no value
aerosol deposition velocity	AEROSOLdeprate	m/s	no value

Degradation rates			
reaction half-life in air	DT50air	d	no value
hydroxyl radical reaction in air (-10C)	OH rad	cm3/molec-sec	2,32E-11
hydroxyl radical reaction in air (12C)	OH rad	cm3/molec-sec	2,32E-11
hydroxyl radical reaction in air (25C)	OH rad	cm3/molec-sec	2,32E-11
hydrolysis in surface water (PH=6, 20C)	DT50 hydro water (PH=6)	d	55
hydrolysis in surface water (PH=7, 20C)	DT50 hydro water (PH=7)	d	55
hydrolysis in surface water (PH=8, 20C)	DT50 hydro water (PH=8)	d	55
biodegradation in surface water (20C)	DT50bio water (20C)	d	no value
abiotic degradation in soil (PH=6, 20C)	DT50soil abio (PH=6)	d	96
abiotic degradation in soil (PH=7, 20C)	DT50soil abio (PH=7)	d	96
biodegradation in soil (20C)	DT50soil bio (20C)	d	no value
abiotic degradation in the sediment zone (PH=7, 20C)	DT50sed abio (PH=7)	d	no value
abiotic degradation in the sediment zone (PH=8, 20C)	DT50sed abio (PH=8)	d	no value
aerobic biodegradation in the sediment zone (20C)	DT50sed areobic (20C)	d	96
anaerobic biodegradation in the sediment zone (20C)	DT50sed anearobic (20C)	d	384
metabolism in plant tissue	DT50plantmetabolism	d	no value
photodegradation upon plant tissue	DT50plantphoto	d	no value
Exposure assessment			
bioconcentration factor in fish relative to contaminant water concentration	BCFfish	l/kg(wwt)	no value
Partitioning coefficient between leaves and air	Kplant -air	m3/m3	no value
Conductance	g(plant)	m/s	no value
Transpiration stream concentration factor	TSCF	-	no value
Root concentration factor relative to contaminant porewater concentration in soil	RCF	l/kg wwt	no value
bioconcentration factor in plant roots relative to contaminant soil concentration	BCFroot-soil	kg wwt/kg wwt	no value
bioconcentration factor in plant leafs relative to contaminant soil concentration	BCFleaf-soil	kg wwt/kg wwt	no value
biotransfer factor for meat	BAFmeat	d/kg(food)	no value
biotransfer factor for milk	BAFmilk	d/kg(food)	no value
Respirable fraction of inhaled substance	Fresp	-	no value
Bioavailability for inhalation	BIOinh	-	no value
Bioavailability for oral uptake	BIOoral	-	no value