

Miljövärdering av bebyggelse

Metodbeskrivning för EcoEffect

2005- 01-19

Mauritz Glaumann, HiG

Tove Malmqvist, KTH



Innehåll:

Ordförklaringar	4
Förord	6
Sammanfattning	7
Abstract	8
Bakgrund	9
Extern miljöpåverkan	12
Miljöbedömning av utsläppsproblem	12
Miljöbedömning av utarmningsproblem	15
Intern miljöpåverkan	18
Innemiljöbedömning i första versionen av EcoEffect	19
Vidareutveckling av metoden för intern miljöbedömning	21
Viktning vid miljöbedömning	23
Hur brukar man göra?	24
Vad gör andra?	25
Viktning i allmänhet	26
Viktning i livscykelanalys, LCA	28
Viktning i några LCA-metoder	30
Eco-Indicator 99	30
EDIP	32
EPS	33
IVL	34
Valet av viktningssprincip i EcoEffect	34
Argumenten	34
Skadevärden	37
DALY	37
Beräkning av externa skadevärden	40
Identifiering av externa slutproblem	42
Uppskattning av antal drabbade människor	47
Diskontering	48
Beräkning av interna skadevärden	53
Bestämning av störningsvikter	55
Egenviktning med hänsyn till aktiviteter	55
Vikter erhållna genom enkät	56
Genomförande av enkäten	56
Resultat	58
Lärdomar av enkätundersökningen	59
Funktionsvikter inom sjuk- och hälsovården	60
Störningsvikter genom klassificering	64
Egen klassning	65
Förfinad användning av klassningsmetoden	67
Exempel på beräkning av störningsvikter och intern miljöpåverkan	68
Skadevärden och störningsvikter för externa slutproblem	70
Besvärstider/exponeringstider	71
Referenser	72
WEB-adresser	74
Bilagor	75

Ordförklaringar

(Urval ur EcoEffects ordlista)

Påverkanskategori	Impact category	Klass av miljöförändringar (ISO14042), t.ex. klimatförändring eller övergödning.
Kategoriindikator	Impact category indicator	Kvantifierbar representation av en påverkanskategori. (ISO 140 42)
Kategorislutpunkt	Category endpoint	Egenskap eller aspekt på naturmiljön, människors hälsa eller resurser som representerar en miljöfråga av intresse (ISO14042)
Slutproblem	Endpoint problem	Ett problem för människor som förorsakas av en miljöförändring. Det problem i en händelsekedja vars konsekvenser bedöms (EcoEffect). Jfr ISO 140 42 Kategorislutpunkt = egenskap hos eller aspekt på naturmiljön, människors hälsa eller resurser som representerar en miljöfråga av intresse
Belastningsindex	Impact index	Sammanfattande mått på miljöpåverkan från ett objekt t.ex. fastighet (EcoEffect)
Karakteriseringsfaktor	Characterization factor	Faktor som är härledd från en karakteriseringsmodell och som används för att omvandla LCI-resultat som hänförs till samma miljöpåverkanskategori till den gemensamma enheten för kategoriindikatorn. ISO 140 42. (Faktor som beskriver den relativa betydelsen av ett ämnes bidrag till en påverkanskategori. I EcoEffect används också begreppet "effektfaktor" för samma sak)
Effektfaktor	Effect factor	Avänds synonymt till karakteriseringsfaktor (EcoEffect, UMIP)
Störningsvikt	Disability weight	Mått på hur störda människor genomsnittligt är av en viss påverkan. 0=ingen påverkan, 1=död
Störningsvikt/funktionsnedsättningsvikt		Mått på hur störda människor genomsnittligt är av en viss påverkan. 0=ingen påverkan (full funktion), 1 = död. (Efter Murray och Lopez, 1996).
Funktionsvikt	Disability weight	1 minus störningsvikten.
Allvarlighet	Severity	Betydelsen för enskilda personer om de drabbas av en viss miljöpåverkan/ett slutproblem.(EcoEffect)
Allvarlighetsvärde	Severity value	DALY (se nedan) per person och livstid för ett slutproblem (EcoEffect)
Skadevärde	Damage value	Värde som beskriver den relative betydelsen av ett slutproblem (EcoEffect)

Personskade-värde	Person damage value	Mått på ett slutproblems maximal betydelse för enskilda individer under deras livstid (EcoEffect).
Gruppskade-värde	Group damage value (Collective severity value)	Mått på ett slutproblems relativa betydelse för en grupp människor. Antal drabbade personer av ett slutproblem x personskadevärdet per år för problemet (EcoEffect).
Kategoriskade-värde	Category damage value	Summan av skadevärdena för alla slutproblem behandlade inom en påverkanskategori (EcoEffect)
Miljöbelastningsvärde	Environmental load value	Mått på miljöbelastning från ett objekt över dess livscykel för ett slutproblem eller en påverkanskategori (EcoEffect)
Viktat miljöbelastningsvärde	Weighted environmental load value	Mått på betydelsen av miljöpåverkan för en påverkanskategori från ett objekt t.ex. fastighet (EcoEffect)
YLD = funktionsjusterade levnadsår	Years Lived Disabled	År levda med funktionsnedsättning reducerade med hänsyn till handikappets storlek. (Efter Murray och Lopez, 1996). Beloppet kan sägas motsvara ett mindre antal fullt friska år.
YLL = förlorade levnadsår	Years Lost Life	Antal förlorade år pga. en sjukdom i relation till medellivslängden. (Efter Murray och Lopez, 1996).
DALY	Disability Adjusted Life Years	Summan av YLD och YLL. Totala antalet DALY under ett år för en ort eller ett land betecknas som dess sjukdomsburda. (Efter Murray och Lopez, 1996).
Maxfaktor		Förhållandet mellan antalet DALY för ett valt referensår och året med maximala antalet DALY förorsakat av ett slutproblem. (EcoEffect)
Skalfaktor		Antaget förhållande mellan antalet DALY för ett slutproblem på lokal nivå i förhållande till motsvarande värde på en annan geografisk nivå, t.ex. global nivå. (EcoEffect)
Reduktionsfaktor		Andelen av maximal miljöpåverkan som en viss miljöbelastning antas förorsaka.

Förord

Miljöfrågornas komplexitet och mångfald gör dem svåra att överblicka för både byggherren, projektören, fastighetsförvaltaren och hyresgästerna. Det har inte varit klart vad som är ”rätt” och ”fel” och vad som borde prioriteras på bekostnad av något annat. Eftersom vi i EcoEffect försöker fånga in alla de viktigaste typerna av miljöpåverkan har metoden blivit innehållsrik och åtminstone i första ögonkastet svåröverblickbar. Det har vi försökt kompensera med en enhetlig struktur och ett enkelt sätt att röra sig mellan olika problem och nivåer i EcoEffects datorprogram.

Ett mål för utvecklingsarbetet har varit att metoden skall vara såväl praktiskt användbar som teoretiskt välstrukturerad och konsekvent. Här finns *nyttotänkandet* där man kan arbeta med balansen mellan krav och önskemål om goda inne- och utemiljöer till minsta belastning på den yttre miljön. Här finns *livscykel-tänkandet* och *beräkningar av yttre miljöbelastningar* som i allt väsentligt överensstämmer med den internationella utvecklingen och de svenska miljö-kvalitetsmålen. Här finns nu också en konsekvent *viktningssmetod* som baseras på bedömda miljöproblem/störningar.

Den här delrapporten beskriver den metod som inom EcoEffect utvecklats för att göra miljöbedömningarna. Andra färdiga rapporter är: ”EcoEffect-metoden – Bakgrund och sammanfattande beskrivning” samt ”EcoEffect-metoden – Värdering av innemiljö”. Ytterligare rapporter är under utarbetande.

EcoEffect-projektet har bedrivits vid Högskolan i Gävle, institutionen för Byggd Miljö och Kungliga Tekniska högskolan i Stockholm, institutionen för Infrastruktur under 2001-2004. Projektgruppen har bestått av Mauritz Glaumann (HiG/KTH, projektledare), Marie Hult (White Arkitekter), Tove Malmqvist (KTH), Beatrice Kindembe (KTH), Getachew Assefa (KTH) och Ulla Myhr (SLU, Inst. för Landskapsplanering). Under 2001 deltog också Therese Malm (KTH). Fredrik Tillström (HiG) har arbetat med programmering av datorprogrammet.

Till projektet har funnits en extern styrgrupp med företrädare för finansörerna, där Conny Rolén representerat Formas som varit huvudfinansör. Styrgruppen har som ordförande haft först Charlotte Axelsson, Sv. Bostäder och senare Bengt Nyman (fd Sveriges fastighetsägare).

Externa finansörer till projektet har varit:

Formas	Stockholms stad (fas 1)	Diligentia AB
IB/BFR	Sollentuna kommun	NCC
SBUF	HSB	JM
White Arkitekter (stiftelse)	Svenska Bostäder	Skanska
Fastighetsägarna (fas 1)	Örebrobostäder	FFNS/SWECO
Hyresgästernas Riksförbund	Fastighetsverket	BLP arkitekter
SABO	Vasakronan	(Scandiaconsult)Rambøll
Sv. Fjärrvärmeföreningen	Fastighets AB Tornet	
Miljöstatus för byggnader (fas 1)	ACC Inomhusklimat	

Sammanfattning

Miljöbedömning i EcoEffect omfattar extern och intern miljöpåverkan.

Bedömningen av extern miljöpåverkan syftar till att ge ett mått på besvär för människor i omvärlden men som användningen av en fastighets, byggnad eller ett byggmaterials bidrag till att skapa. Miljöbelastningar mäts som ekvivalenter bidragande till olika miljöeffekter. Sammanvägda bedömningar visas som %, beräknade som miljöbelastning per brukare dividerat med miljöbelastningen per capita i landet. Miljöbelastningar kan också beräknas t.ex. per produkt eller per m² våningsyta.

Bedömningen av intern miljöpåverkan syftar till att ge ett mått på risken för att människor som vistas i en byggnad eller på en fastighet skall drabbas av besvär till följd av den fysiska omgivningen.

Vid både extern- och intern miljöbedömning är besvär för människor utgångspunkten för utvärderingen. Även miljöproblem som uppträder i naturmiljön, såsom bristande biologisk mångfald, bedöms i termer av problem för människor.

Graden av besvär för människor mäts som brister i livskvalitetkomponenter som används inom socialmedicin och som vi har vidareutvecklat. Dessa komponenter är: Rörlighet, Klara sig själv, Vardagsaktiviteter, Smärta/obehag, Oro/nedstämdhet/irritation och Intellektuell förmåga. Varje typ av problem för människor klassas med avseende på dessa komponenter och en störningsvikt baserat på medelvärdet beräknas.

Störningsvikten gånger störningstiden för ett problem kallar vi ”skadevärdet”. Konceptet kan betraktas som en vidareutveckling av DALY-systemet (Disability Adjusted Life Years). För alla typer av problem för människor kan man beräkna ett skadevärde som beskriver dess relativa betydelse i förhållande till andra problem. Dessa skadevärden används som vikter när man bedömer olika sorters miljöpåverkan och vill se ett sammanvägt resultat, vilket ofta är en förutsättning för att kunna använda miljöbedömningar praktiskt.

Rapporten beskriver hur man beräknar miljöbelastningar av olika slag, tar fram störningsvikter och skadevärden för såväl externa som interna miljöproblem. Även grunderna för utvecklingsarbetet beskrivs. Metodiken är ny och kan tillämpas systematiskt för alla typer av miljöpåverkan fysisk eller psykisk ohälsa.

Abstract

Environmental assessment in EcoEffect covers internal and external impact.

Assessment of internal impact aims at giving a measure of the risk that people who stay in a building or on an estate will be subjected to nuisance caused by the surrounding environment.

Assessment of external impact aims at giving a measure of the contribution to negative impact on health and comfort anywhere caused by the use of a real estate, building or building product. Environmental loads are calculated as equivalents contributing to different environmental effects. Aggregated measures are presented as %, which shows the environmental load of the product per user divided by the corresponding load per capita in the country. Environmental loads may also be shown per product or per m² floor area.

At both external and internal assessment is impact of health and comfort the basis for the evaluation: Also problems occurring in the natural environment, as lack of biologic diversity, are interpreted as problems for man.

The size of the negative impact is measured as decreased quality of life with respect to certain components used in social medicine. They are: Mobility, Self-care, Daily activities, Pain, Depression and Cognition. Every kind of negative impact taken into account is classified with reference to these components and a disability weight based on the mean value is calculated for each of them.

A “damage value” is then calculated for each impact, which equals the disability weight multiplied by the disability time. This concept may be called a further development of the DALY system (Disability Adjusted Life Years). A damage value, which shows the relative significance of any impact, can be calculated in this way. They are used as weights when different kinds of impacts are aggregated.

This report describes the calculation of environmental loads, disability weights and damage values for both internal and external impacts in EcoEffect. Also the basis for the development work is reviewed. The method is new and can be applied systematically on all kinds of environmental impacts causing physical or psychological nuisance.

Bakgrund

EcoEffect har utvecklats för att miljöbedöma byggnader och mark med hänsyn till människors hälsa och välbefinnande. Men även byggnadsdelar eller verksamheter kan bedömas på samma sätt. Ofta används fastigheter som bedömningsobjekt därför att då finns en fastställd avgränsad mark (fatighetsgränsen) och en tydlig aktör som kan påverka förhållandena på fastigheten (fastighetsägaren).

Miljöpåverkan beräknas med hänsyn till risken för att människor skall påverkas negativt av miljöproblem. Riskbegreppet innehåller två komponenter dels sannolikheten för att påverkan skall inträffa och dels betydelsen om den inträffar:

$$EI = p * s \quad \text{ekv 1}$$

EI = miljöpåverkan

p = sannolikheten för att människor skall påverkas

s = betydelsen om påverkan inträffar

EcoEffect skiljer mellan påverkan på individer som vistas på en fastighet (eller ett annat avgränsat markområde), **intern miljöpåverkan**, och påverkan på människor utanför fastigheten men som förorsakas av dess nyttjande, **extern miljöpåverkan**. Sannolikheten för att en störning/skada skall uppstå, ekv 1, beror på de fysiska egenskaperna hos den värderade fastigheten, dvs. baseras på data om fastigheten. Den uppskattas på olika sätt beroende på om det gäller extern eller intern miljöpåverkan. Betydelsen, utgör ett mått på hur pass allvarligt ett miljöproblem uppfattas av människor. För detta har vi definierat ett **skadevärde**. Betydelsen har inget med en enskild fastighet att göra utan enbart typen av problem. För varje miljöproblem kan man beräkna ett skadevärde som beskriver dess relativa betydelse.

Det är en kedja av händelser som leder till miljöproblem för människor. T.ex.: utsläpp av växthusgaser leder till global temperaturhöjning som leder till höjd havsnivå som leder till att människor måste flytta från lågt liggande landområden. Det sista steget i en sådan händelsekedja kallar vi **slutproblem**. I EcoEffect beräknas skadevärden för formulerade slutproblem. I det här fallet kan vi t.ex. välja mellan att beskriva slutproblemet som själva folkomflyttningen eller förlorad mark som försörjningsbas för människor. Beroende på hur man definierar slutproblemet i en händelsekedja får man olika skadevärden.

Sannolikheten för att ett fastighetsrelaterat miljöproblem skall inträffa har alltså att göra med förhållanden på en fastighet. Man kan tala om olika typer av belastningar som utövas på människa och miljö och som beror på fastighetens användning, dess läge och de fysiska förhållandena där, t.ex. emissioner till omgivningen, buller och elektromagnetiska fält. Ju större belastning - emission, bullernivå och elektromagnetisk fältstyrka - desto större är sannolikheten för att problem skall uppstå. Storleken på det sannolika (potentiella) bidraget från en fastighet eller dess delar till ett miljöproblem kallar vi ett **miljöbelastningsvärde**.

Med hjälp av data från fastigheten bestäms belastningsvärden. Ju större belastningsvärde desto större sannolikhet för att en skada eller störning skall inträffa. Att ett visst belastningsvärde skall ge maximal skada/störning är emellertid inte säkert eftersom människors exponering, känslighet mm. varierar. Därför införs en reduktionsfaktor, R , på mellan 0 och 1 som beskriver hur stor del av en belastning som antas verkligen ge en negativ påverkan. För extern miljöpåverkan antas i regel att man inte har någon reduktion utan att varje utsläpp ger maximal miljöpåverkan. Det gäller t.ex. klimatpåverkan där antalet växthusekvivalenter som ett utsläpp ger utgör miljöbelastningsvärdet. Detta är också skälet till att man brukar tala om potentiell miljöpåverkan. För andra typer av miljöpåverkan, t.ex. försurning, kan man ta hänsyn till att sur nederbörd ger olika effekt på olika marker, dvs. lokala förhållanden, genom reduktionsfaktorn.

Vid bedömning av inomhusmiljön i befintliga fastigheter baseras sannolikheten för att en störning skall inträffa på svaren från en brukarenkät. Andelen svarande som angivit att de är missnöjda med ett visst förhållande antas utgöra sannolikheten för att en nytillkommen brukare också skall vara missnöjd med samma förhållande.

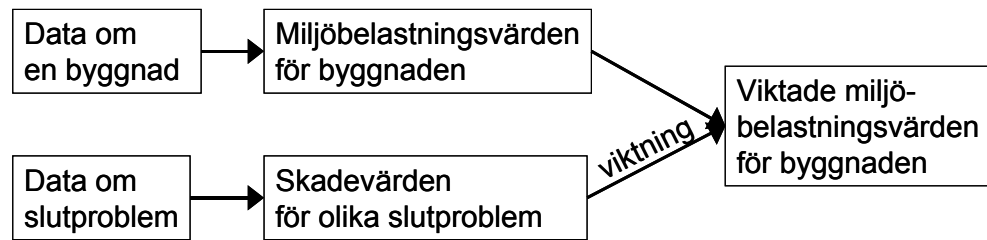
Skadevärdet, som alltså beskriver hur allvarligt en skada/störning uppfattas om den inträffar, gäller för intern miljöpåverkan enskilda individer och för extern miljöpåverkan den grupp av människor som antas drabbas av problemet. För att tydliggöra denna skillnad talar vi om **personskadevärde** och **gruppskadevärde**. Eftersom skadevärdena beskriver betydelsen av ett inträffat slutproblem enligt ekv 1 kan de användas som grund för viktning mellan olika slutproblem.

Den interna miljöbedömningen gäller alltså risken för att enskilda individer som vistas på en fastighet eller i en byggnad skall drabbas av negativ påverkan p.g.a. den fysiska miljön och personskadevärdet för en viss belastning, t.ex. en viss bullernivå, beskriver det genomsnittliga obehaget som individer upplever när de utsätts för denna bullerstörning.

Den externa miljöbedömningen gäller i stället risken för att en grupp av människor drabbas av en miljöpåverkan, t.ex. att människorna inom ett visst geografiskt område utsätts för föroreningar som leder till störningar/problem för var och en som drabbas av dem. För varje typ av störning kan man då beräkna ett gruppskadevärde som utgör **antalet störda personer** gånger den genomsnittliga **störningen per individ** (personskadevärdet för den typen av störning).

Bedömningen av intern miljöpåverkan gäller alltså risker för individer kopplade till en viss plats, t.ex. buller, allergi, radon, magnetfält som var och en av oss med kännedom om risken eller belastningsnivån kan ta ställning till om vi vill utsätta oss för. Bedömningen av extern miljöpåverkan däremot handlar om bidrag till problem en grupp av människor t.ex. inom ett geografiskt område såsom försurning och övergödning. Genom vårt boende, bilåkande, materialanvändning mm. bidrar vi till att skapa problem för ett antal människor på olika platser idag eller i framtiden. Den externa miljöbedömningen tydliggör i vårt fall samband mellan byggande och användning av byggda miljöer och extern miljöpåverkan idag eller senare. Det är en typ av påverkan som vi i regel inte direkt kan avläsa i vår omgivning och framför allt inte vårt eget bidrag till den. I EcoEffect beräknas bl.a. av detta skäl externa miljöbelastningar genererade av en byggnad eller fastighet per person som använder/byggnaden fastigheten.

Sammanfattningsvis kan miljöbedömningen av en byggnad schematiskt illustreras på följande sätt:



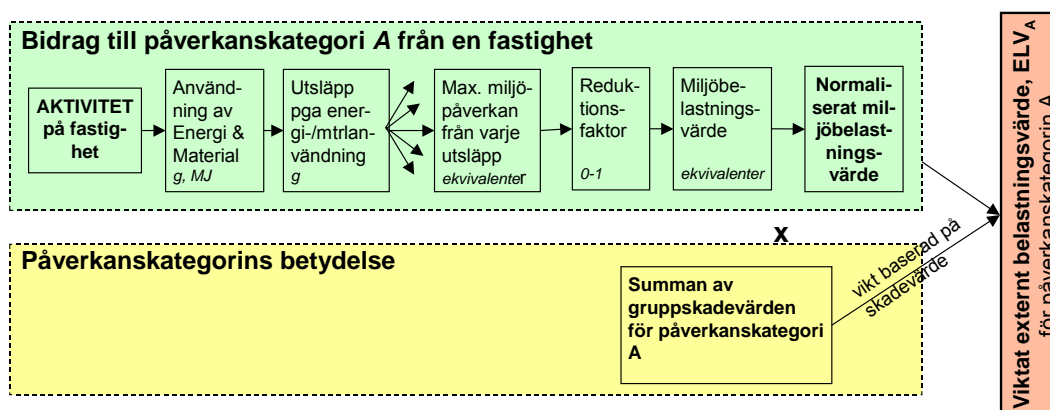
Figur 1. Förenklad beskrivning av hur en miljöbedömning går till i EcoEffect.

Extern miljöpåverkan

Bedömning av extern miljöpåverkan från en fastighet (eller byggnad) görs för ett antal påverkanskategorier varav t.ex. klimatpåverkan är en. Miljöbedömningen görs dels med avseende på utsläpp av föroreningar och dels med avseende på utarmning av naturresurser. Utsläppen kan störa eller skada människor och naturen. I EcoEffect har vi utvecklat ett sätt att även bedöma skador på naturen i termer av problem för människor. Utarmningen av naturresurser handlar om att dagens generationer exploaterar naturresurser i sådan omfattning att det kommer att uppstå brister i framtiden som kan få mer eller mindre allvarliga konsekvenser för framtida generationer.

Miljöbedömning av utsläppsproblem

För livscykelanalysmetodiken har man på olika håll beräknat bidraget till olika typer av miljöproblem, påverkanskategorier, från varje enhet av en utsläppt förorening. Dessa bidrag kallas för ekvivalenter och ett gram av olika utsläppta ämnen kan alltså bidra med olika antal ekvivalenter till en viss påverkanskategori. Beräkningsgången i föregående avsnitt illustreras lite noggrannare i Figur 2. Termerna och beräkningarna kommer att förklaras successivt nedan. Normaliseringen, dvs. division med ett normalvärde för belastningen görs för att bli av med enheterna och underlätta jämförelse mellan belastningsvärden för olika påverkanskategorier. Betydelseerutan i Figur 2 är delvis tom därför att beräkningen av externa skadevärden till stor del sammanfaller med dem för interna och kommer att beskrivas i ett sammanhang senare.



Figur 2. Illustration av gången för beräkning av ett externt viktat miljöbelastningsvärde för en påverkanskategori.

För en viss fastighet beräknas ett externt miljöbelastningsvärde för ett antal påverkanskategorier baserat på utsläpp och avfall kopplat till uppmätt eller beräknad använd mängd energi och material under en beräkningsperiod som

normalt utgör 50 år. Påverkanskategorierna i EcoEffect är för närvarande följande¹:

Tabell 1 Utsläpps- och avfallskategorier i EcoEffect.

Klimatförändring	Utsläpp till luft och vatten
Övergödning	
Försurning	
Stratosfärisk ozonuttuning	
Marknära ozon	
Humantoxicitet	
Ekotoxicitet	Fast avfall
Joniserande strålning radioaktiva ämnen	
Byggavfall	
Farligt avfall	
Slagg och aska	

Med ledning av Figur 2 kan ekv. 1 utvecklas och det normaliserade viktade miljöbelastningsvärdet, ELV_{NW} , för en påverkanskategori och en viss fastighet (byggnad eller produkt) får följande utseende:

$$ELV_{NW} = p * s = EL * R/N * \sum g d v_i \quad \text{ekv 2}$$

ELV_{NW} = normaliserat viktat externt miljöbelastningsvärde för kategorin

p = sannolikhet för att miljöbelastningen inom kategori skall ge en miljöpåverkan på människor

s = betydelsen för dem som drabbas av den aktuella miljöpåverkan

EL = maximal miljöpåverkan för aktuella utsläpp inom kategorin

R = Reduktionsfaktor i förhållande till maximal miljöpåverkan

N = Normaliseringsvärde

$g d v_i$ = gruppskadevärde för slutproblem i inom kategorin

Sannolikheten, P , för att en skada/störning skall uppstå sätts i relation till utsläppen som förorsakas av materialtillverkning och energianvändning på fastigheten vanligtvis för jämförelsetiden 50 år. Betydelsen, s , sätts i relation till det summerade gruppskadevärdet för påverkanskategorin.

Den maximala miljöbelastningen, EL , som utsläppen förorsakade av materialtillverkning och energianvändning för drift av fastigheten, beräknas på följande sätt:

$$EL = \sum (m_i * (e_j * EF_j)) \quad \text{ekv 3}$$

EL = maximal miljöbelastning relaterade till utsläppen, *ekvivalenter*

m_i = mängd energi eller material använda på fastigheten, *kg* eller *MJ*

e_j = utsläpp per enhet av m_i av ett ämne som bidrar till påverkan inom kategorin

EF_j = effektfaktor (kategoriseringsfaktor) för ämnet e_j , dvs. hur många gånger mer ämnet bidrar till effekten än referensämnet som har effektfaktorn 1,0.

Beräkningen exemplifieras i Tabell 2

¹ I huvudsak baserat på UMIP. Wenzel, H., Hauschild, M. och Rasmussen. E., (1996) *Miljøvurdering af produkter*, Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen ISBN 87-7810-542-0, Dansk Industri ISBN 87-7353-199-5

Tabell 2. Exempel på beräkning av maximal miljöbelastning, EL. Exemplet visar uträkning av bidraget till klimatförändring från användning av 6 m³ eldningsolja i en villapanna. 85 % verkningsgrad. Data från IVL² och IPCC³.

	m_i	e_i		EF_i	EL
mängd	nyttiggjord energi	utsläpp per nyttiggjord enhet	ämne som bidrar till klimatförändring	effekt-faktor	bidrag till klimatförändring
m ³	GJ/m ³	g/GJ		ekv	g ekv
6	30,5	95 000	Koldioxid (CO ₂)	1	17 385 000
		38	Koloxid (CO)	2	13 908
		0,64	Lustgas (N ₂ O)	296	34 668
		5,2	Metangas(CH ₄)	23	21 887
		Summa växthusekvivalenter			17 455 462

I den aktuella versionen av EcoEffects dataprogram har reduktionsfaktorn i ekv 2, R, genomgående satts till 1, dvs. man har som brukligt är antagit att alla utsläpp ger full miljöpåverkan – t.ex. varje utsläppt växthusekvivalent ger maximal klimatpåverkan. I verkligheten beror påverkan för de flesta emissioner bl.a. på var utsläppet sker. När man vet något om den verkliga sannolikheten för att ett visst utsläpp skall ge en viss effekt kan man alltså utnyttja det genom att ge R ett värde mindre än 1. Annars sätter man det alltså till 1 med hänvisning till försiktighetsprincipen. Emissionsvärden hämtas från livscykelinventeringar. I EcoEffect-programmet finns en databas för energibärare och en för byggnadsmaterial. De använda effektfaktorerna redovisas för varje påverkanskategori i rapportdel ”Extern miljöpåverkan från bebyggelse - Beskrivning av olika effekter på den yttre miljön och hur de beräknas i EcoEffect”.

Normaliseringen görs som nämnts för att göra miljöbelastningsvärdena dimensionslösa och därigenom underlätta jämförelser genom sammanvägning. Efter normaliseringen får man också en bättre uppfattning om betydelsen av ett eget utsläpp eftersom man då ser den relativa belastningen detta bidrar till.

Normaliseringen kan göras t.ex. med avseende på lokala, regionala, nationella eller globala förhållanden. För att få en koppling mellan utsläpp och sannolikhet för skada bör normaliseringen göras med avseende på spridningen, dvs. det område man vet att många emissionerna verkligen kan ge skador inom. I praktiken är detta svårt bl.a. därför att många emissioner kan härröra från olika platser. För de uppenbart globala effekterna, klimatförändring och uttunning av ozonlagret, har i EcoEffect används globala normaliseringsvärden. I övrigt är vanligtvis den nationella eller regionala skalan mer relevant. I huvudsak har EcoEffect här följt UMIP och hittills även använt en del danska referensvärden.

De valda normaliseringsvärdena har stor betydelse för bedömningsresultatet. Används t.ex. normaliseringsvärden från ett område med hög användning av kol och olja blir normalvärdet per capita högt och ett tillkommande bidrag från en viss oljeanvändning i en byggnad ser förhållandevis litet ut och vice versa.

² Uppenbergs S, Almemark M, Brandel M, Lindfors L-G, Marcus H-O, Strippel H, Wachtmeister A, Zetterberg L. *Miljöfaktabok för bränslen*. Del 1. Huvudrapport. IVL Svenska Miljöinstitutet AB. Rapport B 1334A-2. Stockholm 2001.

³ Intergovernmental Panel on Climate Change.

Tabell 3 visar de ekvivalenter och normaliseringsvärden för utsläpp som hittills använts i EcoEffect.

Tabell 3. Enheter för beräkning av miljöbelastning för olika påverkanskategorier i EcoEffect och använda normaliseringsvärden 200412.

Påverkanskategori	Normaliseringsvärden	Enhet per pers & år	Område	Källa
Klimatförändring	8 700 000	g ekv CO ₂	Världen	UMIP
Stratosfärisk ozonuttunnning	202	g ekv CFC11	Världen	UMIP
Försurning	124 000	g ekv SO ₂	Sverige	SNV/SCB ³
Övergödning	298 000	g ekv NO ₃	Sverige	SNV/SCB ³
Bildande av marknära ozon	20 000	g ekv C ₂ H ₄	Danmark	UMIP
Humantoxicitet ¹	-	m ³ /g	Danmark	UMIP
Ekotoxicitet ¹	-	m ³ /g	Danmark	UMIP
Joniserande strålning ²	7 422	kWh	Sverige	STEM ⁴
Volymavfall	135 000	kg	Danmark	UMIP
Slagg och aska	350 000	kg	Danmark	UMIP
Farligt avfall	20 700	kg	Danmark	UMIP

1) mängd (m³) luft, vatten eller mark för att göra 1 g av ämnet ofarligt. Metodiken är direkt hämtad från UMIP där man har normaliseringsvärden för utsläpp till luft mark och vatten för humantoxicitet och för vatten tre varianter för utsläpp till vatten (akut, kroniskt och reningsverk) samt till mark. För närmare information, se originalarbetena.

2) använd elektricitet som är kärnkraftproducerad

3) Naturmiljön i siffror 2002

4) Energiläget 2003

Miljöbedömning av utarmningsproblem

Hur stort problemet med en minskad tillgång till en naturresurs blir för framtida generationer beror på flera saker. T.ex. kan nämnas:

- minskningens storlek
- tillgången/ämnets utbytbarhet
- tillgången/ämnets återvinningsbarhet
- återbildningstiden i fråga om förnybara resurser

Minskningens storlek beror på dagens exploateringstakt i förhållande till de samlade tillgångarna (reserverna). Man brukar tala om försörjningshorisonten utifrån dagens exploateringstakt. I praktiken kommer en successivt minskad tillgång innebära ökande pris per enhet vilket gör att den praktiska användbarheten successivt minskar för en allt större mängd människor. Vad gäller naturresurser som exploateras från jordskorpan kan man också förvänta sig att priset för att exploatera en enhet stiger successivt eftersom de lättast tillgängliga resurserna används först. Eftersom all exploatering kräver energi kommer även energiprisets utveckling att ha betydelse för den praktiska tillgängligheten till naturresurser. I viss utsträckning kommer dessa problem kunna mötas med förbättrad teknik men detta kommer också att bli allt svårare ju mer tekniken närmar sig den av naturlagarna optimalt givna.

Med utbytbarhet syftas på möjligheten att ersätta en minskande resurs med någon annan som det finns mer gott om. T.ex. kan koppar i många tillämpningar ersättas av aluminium som finns större tillgång till. Bränslen kan i hög grad bytas ut mot varandra men fosfor för gödsling av grödor kan inte bytas mot något annat ämne.

I regel talar man om förnybara och icke förnybara naturresurser – en indelning som inte alltid är helt bra. Förnybara resurser som virke kan överexploateras så att så att priserna stiger och den praktiska tillgängligheten minskar under lång tid. Olja återbildas men det tar mycket lång tid. Vattenresurser kan överexploateras så att de sinar och tillgängligheten minskar. I EcoEffect har vi valt att inte använda indelningen i förnybara och icke förnybara naturresurser.

Med en högre möjlighet till återvinning ökar tiden för användning av en naturresurs. Det har i hög grad att göra med i vilken form den används. Metaller använda i ren form är t.ex. förhållandevis lätt att återvinna medan i den form av tunna beläggningar eller legeringar är mycket svårare att återvinna. Bränslen kan inte återvinnas över huvudtaget.

Beräkning av problemet med utarmning

I ett tidigare skede av EcoEffect arbetet använde vi ett systematiskt sätt att vikta olika bedömningsaspekter mot varandra kallat, Analytic Hierarchy Process⁴, AHP. Fördelen med detta är att man tvingas att strukturera sitt problem och definiera alla de aspekter man anser påverka det. Därefter gör man relativt enkla jämförelser parvis med olika bedömningsaspekter i tur och ordning. En programvara tar genom en matrisberäkning fram vikter. Genom denna metod kan man hantera många viktningaspekter på ett sätt som annars vore svårhanterligt.

I nuvarande version av EcoEffect beräknas utarmningen på följande sätt:

$$DPV = \sum (m_i * w_i / N_i) \quad \text{ekv 4}$$

DPV = utarmningsvärde

m_i = använd mängd ren naturresurs, kg/person

w_i = utarmningsvikt

N_i = Normaliseringsvärde, kg/person

Kategorierna för utarmning och tillhörande kategorireferenser i EcoEffect är för närvarande:

Tabell 4 Utarmningskategorier och samt kategorireferenser använda i EcoEffect

Kategorier	Kategorireferens	Enhet
Metaller	Koppar	kg
Bränslen	Olja	kg
Mineraler	Sand	kg
Växlighet	Trä	kg

⁴ Analytic Hierarchy Process. Saaty T. L. Expert Choice Inc. TASC. Pittsburgh, USA

För varje kategori har de andra ämnena inom kategorin erhållit en vikt gentemot kategorireferensen med hjälp av AHP. Följande viktningsaspekter användes:

Omfattning	försörjningshorisont idag förändring av exploateringstakt
Allvarlighet	marknadsvärde av den årliga exploateringen energiåtgång för framställning av handelsvara
Återvinningsmöjlighet	återbildningstid energiåtgång för återvinning

Därefter har viktningsaspekterna givits inbördes vikter med avseende på hur viktiga de är för tillgängligheten för framtida generationer.

Slutligen har referensämnen jämförts med varandra där Koppar har satts som grundreferens med vikten 1, dvs. alla resurser har fått en vikt gentemot koppar.

I en kommande version av EcoEffect planerar vi att i stället använda tekniken med att beräkna skadevärden, som för utsläpp och avfall. Då kan utarmningsvärden enklare viktas ihop med övrig extern miljöpåverkan.

Intern miljöpåverkan

Intern miljöbelastning i EcoEffect avser risken för att människor som vistas inomhus (innemiljö) eller utomhus (utemiljö) på en fastighet skall skadas eller störas på grund av förhållanden i omgivningen. Det kan gälla fastighetens fysiska egenskaper eller dess läge i förhållande till omgivande störningskällor. De interna miljöproblemen har delats upp i två huvudkategorier nämligen obehag och ohälsa. Obehag drabbas man av för stunden tex. störande ljud eller drag och problemet upplevs inte om man flyttar sig från störningskällan eller om den upphör. Ohälsa tillägnar man sig och bär med sig. Den är framkallad av att man har vistats på fastigheten, t.ex. allergi eller ledbesvär p.g.a. drag. För innemiljöer har vi två sätt att redovisa resultat, dels utifrån hälsoproblem (både ohälsa och obehag) och dels utifrån innemiljöfaktorer. Det förra sättet ansluter till sättet att hanteras slutproblem under extern påverkan medan innemiljöfaktorerna är förhållanden i omgivningen som påverkar oss och som vi kan reglera, t.ex. termiskt klimat. Det är innemiljöfaktorerna som traditionellt angrips när det gäller innemiljöfrågor. Den påverkan och de miljöfaktorer som för närvarande behandlas i EcoEffect framgår av nedanstående tabell.

Tabell 5. Påverkanskategori(hälsoproblem) och miljöfaktorer som behandlas i EcoEffect under intern miljöpåverkan.

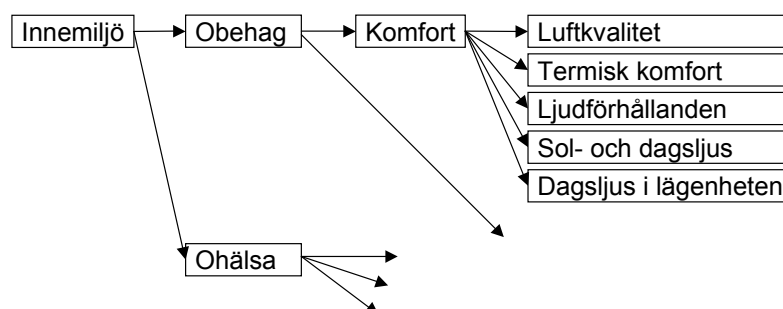
Hälsoproblem/påverkan	Miljöfaktorer inne	Miljöfaktorer ute
Allergi	Luftkvalitet	Luftföroreningar
Ledbesvär	Termisk komfort	Markföroreningar
SBS	Ljutförhållanden	Elmiljö
Sömnsvårigheter	Ljusförhållanden	Buller
		Skugga
		Blåst
	Komfort totalt	Vegetation
		Förekomst av vatten
		Biologisk produktion
		Dagvatten

Dessutom mäts och redovisas följande parametrar på en fastighet:

Radon	inne/mätning
Varmvattentemperatur	inne/mätning
Elektromagnetiska fält	inne och ute/mätning
PCB	ute/provtagning

Innemiljöbedömning i första versionen av EcoEffect

Var och en av de ovannämnda kategorier beror i sin tur av ett antal faktorer och parametrar som organiserades i en problemhierarki (viktningsträd). Parametrarna åsattes ”belastningsvärden” för varje värderad byggnad/fastighet och viktades ihop med förutbestämda vikter till ett viktat belastningsvärde per kategori, Figur 3. Luftkvalitet, termisk komfort etc. i Figur 3 hade identifierats bidragande orsaker till ”bristande komfort”.



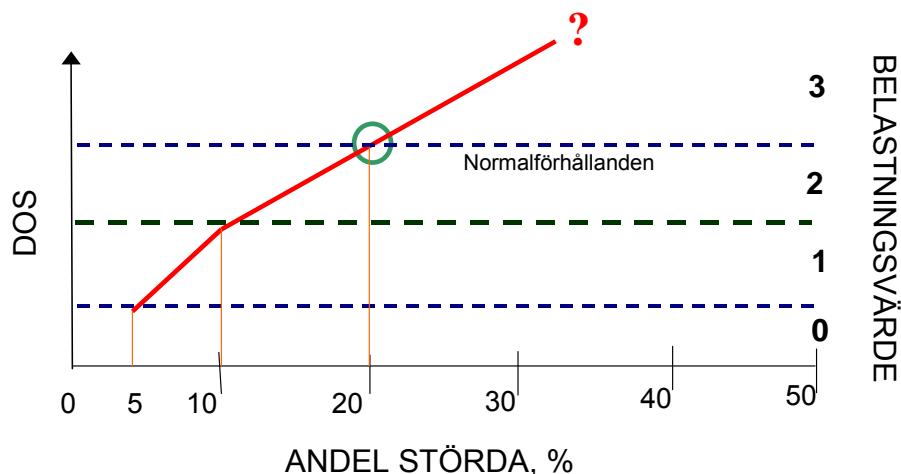
Figur 3. Utdrag ur en viktningshierarki för inommiljöområdet tillämpad i EcoEffect. Varje pil motsvarar en vikt.

Viktning skall idealt sett inte innehålla några värderingar utan baseras på kända samband om parametrarnas relativa bidrag till den överordnade faktorn eller kategorin. I praktiken är inte alla samband kända, i synnerhet inte inom området luftkvalitet.

Vid konstruktion av viktningshierarkierna utgick vi i stor utsträckning från inommiljöproblemen som kartläggs i den brukarenkät som används i befintliga byggnader⁵. Belastningsvärdena sätts till mellan 0 (ingen störning) och 3 (stor störning). En relativt grov skala utan mittvärde har valts för att markera att det handlar om förhållandevis grova bedömningar och för att inte få ett mittvärde överrepresenterat.

Vid bedömning av befintliga byggnader är belastningsvärdena direkt kopplade till svarsfrekvenserna erhållna ur enkäten. Ju färre som enkäten visade var störda desto lägre belastningsvärde. Inte mer än 20% missnöjda anses innebära en normal spridning och detta skall motsvara normala förhållanden medan lägre belastningstal således uttryckte förhållanden som förväntas vara bättre än normalt.

⁵ EcoEffect enkäten som i stor utsträckning grundas på den s.k. Stockholmsundersökningen



Figur 4. Skalan för belastningsvärden sattes efter andelen störda. 20% störda har i regel använts som gräns mellan klass 2 och 3 (stor risk för störning), 10% störda som gräns mellan klass 1 och 2 samt under 5% som gräns för klass 0 (försumbar risk för störning). Belastningsvärde 3 motsvarar förhållanden som är sämre än norm eller praxis.

Problemet, som viktningen skall kompensera för, är om belastningsvärde 3 för problem A inte anses lika allvarligt som belastningsvärde 3 för problem B osv. Dvs. om olika problemtyper uppfattas olika viktiga. Om t.ex. 21% av brukarna klagar på såväl ”torr luft” som ”luktar avlopp” ger det belastningsvärde 3 i bägge fallen (enbart grundat på svarsfrekvensen). Men i verkligheten ansågs avloppslukten mycket värre än torr luft varför avloppsvärdet viktades dubbelt så högt. Vikterna representerar problemtyper så att samma vikt används oberoende om belastningsvärdet är 0, 1, 2 eller 3. Här antogs alltså att relationer mellan olika besvär var desamma oberoende av på vilken nivå besvären ligger.

Efterhand som detta förfaringssätt har använts har det också granskats och kritiserats på vissa punkter. En kritik har varit att det inte syntes någon skillnad i resultat om t.ex. 21% eller 60% av de svarande varit missnöjda på en punkt eftersom det i bägge fallen gav belastningsvärdet 3. Ett annat problem som vi under hand kommit underfund med är att det är svårt att vikta problem mot varandra om man inte preciserat omfattningen av de jämförda störningarna. Omfattningen beror både på intensiteten och varaktigheten, tex. både hur starkt det luktar det avlopp och hur ofta. Ytterligare ett problem är att graden av störning beror på vilken aktivitet vi utövar, om vi sover, äter, umgås etc. T.ex. är vi antagligen mer besvärade av avloppslukt när vi äter än när vi sover. Vikterna sattes i första versionen av EcoEffect efter en kvalificerad bedömning för inomhusmiljön av Marie Hult⁶ och för utemiljön av Clas Florgård⁷.

En närmare beskrivning av hur inomhusmiljön bedöms i nuvarande version av EcoEffect programmet görs under kapitlet ”Intern miljöpåverkan – inomhusmiljö”. Här

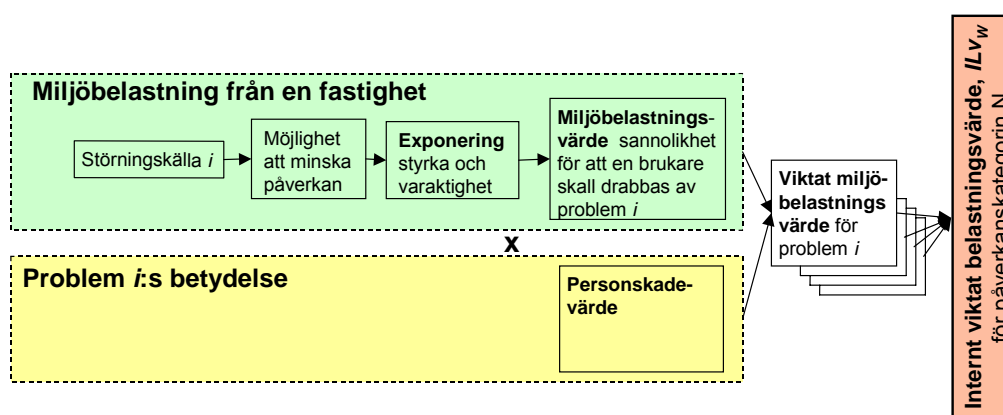
⁶ Hult M (2002). *Värdering och säkring av inomhusmiljöskvaliteter i byggnader – i program, projekterings- och förvaltningsskede*. Akademisk doktorsavhandling. Göteborg: Chalmers Institute of Technology, dep. of Installation Technology

⁷ Florgård C *Miljövärdering utomhus – tillämpning av EcoEffect-metoden på utemiljö*. Institutionen för landskapsplanering, SLU 2000.

kommer fortsättningsvis att beskrivas ett system för systematisk intern viktning som har utvecklats som en parallell till hur extern påverkan behandlas.

Vidareutveckling av metoden för intern miljöbedömning

Efterhand som arbetet med att bestämma metodik för extern miljöbedömning fortskred kom vi underfund med att ett internt viktat miljöbelastningsvärde, ILV , kunde bestämmas på ett snarlikt sätt. Figur 2 visar översiktligt hur 1 hur man kan få fram och hantera miljöbelastningsvärden vid intern miljöbedömning.



Figur 5. Illustration av gången för beräkning av och internt viktat miljöbelastningsvärde. Hur skadevärdet beräknas visas senare.

Den principiella skillnaden mot extern miljöbedömning ligger framför allt i att här handlar det enbart om risken för att en enskild individ att störas eller insjukna genom att vistas på fastigheten. Miljöbelastningsvärdet för varje störning multipliceras med det individuella skadevärdet för störningen ifråga och det viktade belastningsvärdet för en kategori är summan av de viktade belastningsvärdena för alla problem inom kategorin:

$$ILV_W = \sum (p_i * sv_i) = \sum (EL_i * sv_i) \quad \text{ekv 5}$$

ILV_A = internt viktat miljöbelastningsvärde för en kategori, år

p_i = sannolikhet för att belastning i skall ge full miljöpåverkan, som är en funktion av störningsdosen. Enkät svar ger p direkt.

sv_i = betydelsen för en person som brukar fastigheten om påverkan i inträffar (= personskadevärde)

EL_i = miljöbelastningsvärde för problem i under kategori A , (beror av störningsdosen)

Någon reduktionsfaktor är inte aktuell här eftersom man försöker koppla belastningsvärdet direkt till exponeringen. I den nuvarande versionen av EcoEffect programmet är belastningsvärdet 2 är satt så att det skall motsvara ett normalvärde. Belastningsvärdena här saknar vidare enhet och någon normalisering behövs därför inte. Vid övergång till beskrivning av exponering på en kontinuerlig skala, t.ex. dB(A), krävs en normalisering för att kunna göra en viktning.

Betydelsen i Figur 5, som personskadevärdet beskriver, handlar alltså i detta fall om hur pass allvarligt det är för en person att drabbas av ett problem som förorsakats av vistelse på fastigheten. För miljöbedömning av befintliga fastigheter, då enkäter används; ger andelen som uppger att de störs på ett visst sätt direkt sannolikheten för att en tillkommande person skall uppleva samma problem. Vid nyprojektering, då det ännu inte finns några brukare, måste man istället göra ett antagande om störningskällan, exponeringen och exponeringstiden. Möjligheten att påverka problemet, tex. att minska ett bullrande ljud, gör det mindre allvarligt än om man inte kan påverka störningen. När det gäller intern miljöpåverkan kan man också ta hänsyn till att samma störningsdos har olika betydelse vid olika aktiviteter, tex. när man sover, umgås, arbetar etc.

När de interna belastningsvärdena är dimensionslösa kan de summeras till ett **internt miljöbelastningsindex** om man så önskar. För en viss påverkanskategori speglar då belastningsindexet risken för att brukare skall bli utsatt för påverkan av något slag som behandlas inom kategorin.

En av huvudingredienserna i både individ- och gruppskadevärdena är en beskrivning av hur människor begränsas i sin livsföring av olika typer av störningar som bygger på det s.k. DALY-systemet vilket kommer att beskrivas närmare nedan. Skillnaden i beräkningsunderlag är att vid extern påverkan måste man uppskatta antalet drabbade personer inom ett geografiskt område och över tiden.

Som illustrerats i Figur 2 och Figur 5 kan man säga att vi i EcoEffect viktar miljöbelastningar förorsakade av förhållanden på en fastighet med ett skadevärde som representerar den relativa betydelsen för varje störningstyp. Viktning, för att underlätta praktisk hantering av flerdimensionell miljöinformation, utgör ett allmänt och mycket diskuterat problem som kommer att diskuteras vidare innan vi går in på hur skadevärdena beräknas.

Viktning vid miljöbedömning

Miljöfrågorna är många och involverar ofta många olika och komplexa samband. Informationen blir svår som beslutsunderlag. Om resultatet är bättre på vissa punkter men sämre på andra hur skall man då bete sig? Man behöver kunna göra en rangordning eller viktning av olika aspekter efter deras relativa betydelse. Utan detta tvingas man göra intuitiva bedömningar. Görs en viktning systematiskt och på väl genomtänkta grunder som beslutsfattaren kan förstå underlättas dennes arbete väsentligt. Multikriterieanalys har vuxit fram som instrument för att hantera sådana problem⁸.

Men varje form viktning döljer också information. Viktade resultat är styrda av värderingar som ofta inte är synliga. För att en viktning skall vara acceptabel måste det vara tydligt vad som är värderat, hur det är gjort och inte minst vem som gjort den eller viktningssystemet. Utformningen av en seriös viktningssystem har som mål att göra processen så systematisk, transparent och objektiv som möjligt.

Bland beslutsfattare finns ofta en kluven inställning till viktning. Å ena sidan vill man ha ett enkelt underlag att ta ställning till. Å andra sidan vill man inte att andra genom viktningen skall kunna styra de beslut man har att fatta. En viktningssystem står och faller därför med om den är trovärdig för användare. Viktiga faktorer är vem som utformat den, i vilket syfte, och vilka ställningstagande som ligger bakom.

Den skepsis mot viktning som finns, gjorde att vi i EcoEffect-projektet från början beslöt att avstå från viktning och låta redovisningen sluta i 14 olika indikatorer varav 6 för extern miljöpåverkan (utsläpp, avfall och resursutarmning för vardera energi- och materialanvändning). Under tiden som gått sedan vi började har emellertid önskemålen om färre indikatorer ökat. Under åren har det också blivit allt klarare för oss att ”miljövärderingar” kräver viktningar för att bli praktiskt hanterbara.

För många ter sig viktning oöverskådligt och alltför subjektivt. I den internationella standarden för livscykelanalys omnämns viktning som baserat på värderingsgrunder som inte är naturvetenskapligt förankrade⁹. Men viktningen kan också göras mer eller mindre subjektiv. I EcoEffect har vi utvecklat en viktningssystemmodell som går ut på att tolka miljöproblemen som problem för människor, dvs. formulera slutproblemen (kategorislutpunkterna¹⁰) utifrån människans horisont. Med den utgångspunkten så finns det förhållandevis litet utrymme till subjektivt tyckande om hur mycket mer betydelsefull en problemkategori är i förhållande till en annan. Fokus kommer då att ligga på frågor som: hur skall vi identifiera och formulera slutproblemen? hur kan vi kvantifiera dem? vilka scenarier skall vi använda vid bedömningar? etc. Frågor som vid

⁸ Andresen I. *Multi-criteria Decision-making. A survey of Methods*. IEA SHCP Task 23. Sub-task C. 18.01.99

⁹ ISO 14042:2000. *Miljöledning – Livscykelanalys- Miljöpåverkansbedömning*.

¹⁰ Termen ”kategorislutpunkt” används i ISO 14042 som beteckning för en angelägen identifierad miljöfråga.

sidan av val av systemgränser och liknande har mycket stor betydelse för beräkningsresultaten.

Frågor som hur man bör formulera slutproblem, vad man eventuellt inte får med och hur man gör kvantifieringar rymmer stora möjligheter till dialog och ständiga förbättringar med den bibehållna målsättningen att beskriva deras relativa betydelse för människor. Vilket eller vilka framtidsscenarioer man väljer som beräkningsunderlag är knappast en värderingsfråga utan en fråga som bör diskuteras och redovisas öppet och eventuellt med alternativ. För användare av livscykelbedömningar står det nog sällan klart vilka antaganden om framtiden som ligger bakom resultaten och vilken betydelse dessa har.

Avslutningsvis kan sägas att inte heller i EcoEffect behöver man göra någon betydelseviktning utan man kan stanna vid att redovisa oviktade miljöbelastningsvärden tex. i profiler. En diskussion om miljöpåverkan handlar då om att jämföra ca 15-20 olika typer av värden med varandra och referensvärden.

Hur brukar man göra?

Alla miljöbedömningsmetoder som är någotsånär innehållsrika och används praktiskt innehåller också någon form av viktning. Kunskapen om viktningens betydelse gör att många användare gör bedömningar med flera metoder parallellt. Viktningar kan ha gemensamma grunder men tas ofta fram specifikt för varje bedömningsmetod, dvs. anpassas till de parametrar som ingår i respektive metod. Därmed kan det vara svårt att tillämpa ett ”viktningsspaket” utformat för en viss metod på en annan metod.

När vi studerat andras angreppssätt har gjort har vi ofta funnit dem komplexa och svåra att få överblick över samt hitta grunddata för. Eftersom beslutsfattare knappast har möjlighet att sätta sig in i viktningen är det viktigt att åtminstone grundläggande antaganden och förutsättningar redovisas tydligt. Även utan specialistkunskaper bör man kunna variera kritiska faktorer och förstå karakteristiska drag hos viktningssmodellen. Med den utgångspunkten har vi utarbetat metoden för EcoEffect.

Inom livscykelanalysen, LCA, som just syftar till att ge beslutsstöd inom miljöområdet, förekommer olika viktningssmetoder baserade på olika värderingsgrunder. Resultat som jämför aktiviteter eller produkter grundade på subjektiv viktning lämpar sig inte att offentliggöra enligt den internationella standarden¹¹. Med den formuleringen är det naturligt att försöka undvika subjektiv viktning, vilket också varit målet i EcoEffect. Ett sätt att minska värderingarna i en metod, bortsett från själva metodvalet, är att ge flera alternativa svar baserade på olika värderingar. Man överläter då på användaren att göra det sista ställningstagandet. Så har man t.ex. gjort i EcoIndicator 99 där man utnyttjar typiska samhällssyner som accentuerats i olika arketyper genom den sk. kulturteorin¹².

¹¹ ISO 14042 *Miljöledning – Livscykelanalys- Miljöpåverkansbedömning*

¹² Douglas M, Wildavsky A, 1982. *Risk and culture*.

Vad gör andra?

Inom området miljövärdering av byggnader har det vuxit fram en rad olika verktyg under de senaste tio åren. Bland dem kan man skilja mellan sådana som är rena kriteriesystem och sådana som innehåller livscykelanalys. Kriteriesystem inom byggsektorn har utvecklats relativt oberoende av liknande verksamheter utanför denna. De innehåller vanligtvis ett antal områden som bedömts som viktiga vad gäller miljöpåverkan. För varje område har man byggt upp ett poängsystem enligt principen mindre och större miljöpåverkan för utvalda parametrar. Bland sådana metoder kan nämnas BREEAM(GB)¹³, GBTool(Ca)¹⁴, LEED(US)¹⁵, EcoProfile(N)¹⁶ och Miljöstatus(SE)¹⁷. Inget av de kriteriesystem vi känner till har utvecklat eller använt någon systematisk viktningssystem – antingen har man inte viktat alls eller så har man gjort det på ”känn”.

Sedan slutet av 1990-talet har också utvecklats LCA-baserade miljövärderingsmetoder för byggsektorn. Gemensamt för de flesta är att de syftar till att bli instrument för val för byggnadsutformning och byggnadsmaterial på projekteringsstadiet. Eftersom LCA-beräkningarna kräver fullständig kännedom om konstruktionen har man i många modeller inkluderat en programkomponent där man ”bygger sitt hus” genom enkla val av volymer och byggklotsar. Därmed skall man tidigt kunna få indikationer om vilka typlösningar som ur miljösynpunkt är att föredra. För byggnader, där så gott som allt är öppet för val i tidiga projekteringskedan, dvs. 1000-tals möjligheter kan finnas, ligger det en inneboende svårighet att arbeta med metoder som kräver kunskap om slutresultatet för beräkningarna. Det vore heller inte önskvärt att typlösningar rekommenderas baserade på ett antal livscykelberäkningar. Styrkan med LCA-bedömningar är ju just att kunna beräkna konsekvenserna av unika kombinationer av byggnadsmaterial, byggnadsutformning och förhållanden på en viss plats (energiförsörjning, avfallshantering, transportförhållanden etc.).

Med den beskrivna komplexiteten som bakgrund kan man konstatera att tillämpning av LCA inom byggsektorn bara befinner sig i början av sin utveckling. Men den är också på god väg. I nedanstående tabell har ett urval av sådana system som i november 2003 hade fungerande hemsidor sammanställts.

¹³ <http://products.bre.co.uk/breem/index.html>

¹⁴ <http://www.greenbuilding.ca/iisbe/gbc2k2/gbc2k2-start.htm>

¹⁵ http://www.usgbc.org/LEED/LEED_main.asp

¹⁶ <http://www.byggforsk.no>

¹⁷ <http://www.miljostatus.com/>

Tabell 6. Ett urval av LC-baserade miljöbedömningsystem för byggnader och byggnadsdelar med välfungerande hemsidor i november 2003.

Verktyg/metod		Syfte	Innehåll	Inne-miljö	Vikt-	Indata	LCA modell	Data-bas	Övrigt	Aktuell web
Bees	US A	Projektering	LCC & LCA	Luft-kvalitet	Paneler	Byggnads-data Vikter, Diskont.fakt.	Egen	Mate-ri- Energi	Miljö, ekonomi	http://www.bfri.nist.gov/oae/software/bees.html
Beat	DK	Projektering Förvaltning	LCA	nej	Politis- ka mål	Byggnads- data	EDIP	Mate- ri- Energi	Design- hjälp	<a href="http://www.by-og-byg.dk/english/publis-
hing/software/beat2002/general.
htm">http://www.by-og- byg.dk/english/publis- hing/software/beat2002/general. htm
Envest	UK	Projektering Förvaltning	LCA	nej	Egen panel	Byggnads- data	Egen	Mate- ri- Energi	Design- hjälp	<a href="http://www.bre.co.uk/servi-
ces/ENVEST.html">http://www.bre.co.uk/servi- ces/ENVEST.html
Athena	Ca	Projektering förvaltning	LCA	nej	?			Mate- ri- Energi	Design- hjälp	<a href="http://www.athenasmi-
.ca/">http://www.athenasmi .ca/
LISA	Au	Projektering	LCA	nej	?			Mate- ri- Energi	Design- hjälp	<a href="http://www.lisa.au.co-
m/">http://www.lisa.au.co m/
EcoQu- antum	NL	Materialval	LCA	nej	Panel		Ecoin- di-cator		På hol- ländska	<a href="http://www.ivambv.uv-
a.nl/uk/producten/pro-
duct7.htm">http://www.ivambv.uv a.nl/uk/producten/pro- duct7.htm
EcoEf- fect	S	Projektering Förvaltning	LCC & LCA	ja	Skada	Byggnads- data	EDIP	Mate- ri- Energi	På svenska	<a href="http://www.ecoeffect.t-
k">http://www.ecoeffect.t k
Team	F	Materialval, byggnader	LCC & LCA	nej			Ecobi- lan	mtrl	Miljö, ekonomi	<a href="http://www.ecobalanc-
e.com/uk_contacts.p-
hp">http://www.ecobalanc e.com/uk_contacts.p hp
Equer	F	Materialval, Projektering	LCA			Byggnads- data, vatten energi			Även energisi- mulering	<a href="http://www.cenerg.en-
smp.fr/eng-
lish/themes/">http://www.cenerg.en smp.fr/eng- lish/themes/
KCL Eco	Fi	Produktval	LCA	nej		Produktdata		Mate- ri- Energi		http://kcl.fi/eco/

Några ytterligare som finns beskrivna i en sammanställning från 2002¹⁸ är t.ex.

Team(F), Equer(F), Papoose(F), Escal(F), EcoPro(D), Legoe(D), KCL Eco(Fi).

De flesta av ovanstående verktyg baseras på tidigare etablerade livscykelana-
lysmetoder för produktutveckling. EcoQuantum utgick tex. från EcoIndica-
tor95¹⁹ och Beat och EcoEffect har utgått från EDIP²⁰.

Eftersom vi brottas med viktning både i allmänhet och specifikt inom LCA
kommer bägge delarna att beskrivas kort nedan.

Viktning i allmänhet

Svårigheterna att ta beslut utifrån en rikhaltig och ibland motstridig informa-
tion är ett välbekant problem. ”It is well known from psychological research
that the human brain can only simultaneously consider a limited amount of
information. The very nature of multiple criteria problems is that there is much
information of a complex nature, often reflecting different viewpoints and of-
ten changing with time. The principle aims of Multi-Criteria Decision Analysis

¹⁸ <http://annex31.wiwi.uni-karlsruhe.de/>

¹⁹ En föregångare till EcoIndicator99 som beskrivs senare.

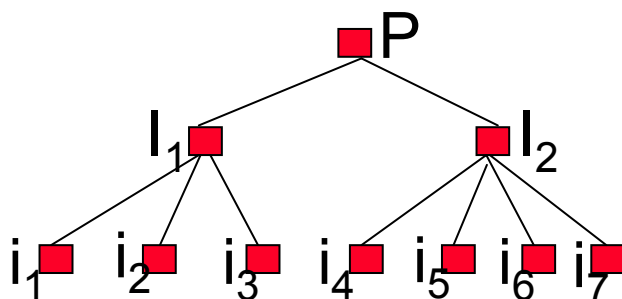
²⁰ Wenzel H., Hauschild M. and Alting L. 1997. Environmental Assessment of Products. Vol-
ume 1: Methodology, tools and case studies in product development. Chapman & Hall

(MCDA) is to help decision makers organize and synthesize such information in a way that leads them to feel comfortable about making decision. In addition, the need to justify and explain why a particular course of action was chosen, are reasons for adopting a structural approach

The context in which MCDA is useful does not fit into the traditional optimisation paradigm of operational research. The concept of an optimum does not exist, there is no such things as a right answer.”²¹.

Viktning handlar alltså om att organisera och analysera en problembild man står inför för att nå fram till ett logiskt och försvarbart beslut. Eftersom problemet är så vanligt har det utvecklats en rad olika tekniker för att hantera det. Drygt 30 stycken sådana verktyg namnges och ett antal beskrivs i Andresens sammanställning 1999²².

Att upprätta viktningshierarkier är ett sätt att strukturera och förstå ett problem som man behöver ta ställning till. Först kartläggs alla de faktorer som påverkar problemet eller valet. Därefter granskar man dem med avseende på vilka som är beroende och oberoende av varandra samt vilka som är överordnade respektive underordnade. Hierarkin tydliggörs sedan genom att över- respektive underordnade faktorer sammanbinds med linjer upp till högsta nivån. Man strävar efter att få oberoende parametrar av ungefär samma dignitet på samma nivå. Figur 6 visar en principiell bild av en sådan viktningshierarki. i_1 , i_2 och i_3 viktas mot varandra med avseende på viktningaspekt A, i_4 , i_5 och i_6 med avseende på A osv.



Figur 6 . Principiell bild av en viktningshierarki. Varje streck representerar ett samband och en vikt.

Olika typer av viktningssverktyg kan användas för att sätta värden på själva viktterna. Tidigare i EcoEffect projektet prövades i synnerhet AHP (Analythic Hierarchy Process) vilket nämnts tidigare. Här jämförs bara två faktorer i taget med varandra för varje viktningaspekt. Man gör en mycket enkel jämförelse – i princip bara om den ena faktorn är ”lika viktig”, ”viktigare” eller ”mycket viktigare” än den andra. Detta enkla system gör det möjligt att jämföra det mesta utan någon stor svårighet. För att underlätta arbetet finns ett särskilt da-

²¹ Belton V (1990). Article in *Operational Research Tutorial Papers*. I “Andresen I. *Multi-criteria Decision-making. A Survey of Methods*. Report. Norwegian University of Science and Technology, Faculty of Architecture, Planning and fine Art. Department of Building Technology. Trondheim 1999”.

²² Ibid

torprogram²³, ur vilket man enkelt får fram vikter och ett ”inkonsistensvärde” som talar om ifall man varit logisk i kedjan av jämförelser (t.ex. om $a < b < c$ så kan inte c vara mindre än a). Metodens nackdel är att man lätt tappar överblicken och att matrisberäkningen som programmet utför är svårförståelig. Andra sätt som vi provat är att först rangordna alla faktorer och sedan fördela ett visst antal poäng dem emellan.

Ett strukturerat tillvägagångssätt kan innehålla följande moment:

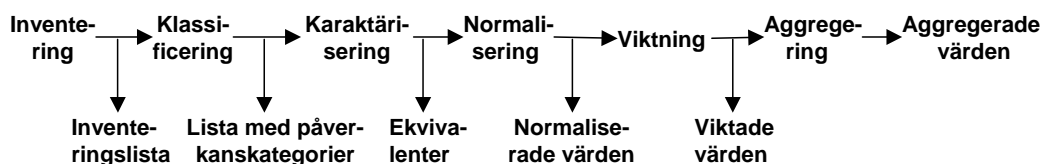
- Definiera problemet, P
- Hitta faktorer, F, som bidrar till problemet
- Arrangera faktorerna hierarkiskt – beroende faktorer vertikalt/oberoende faktorer horisontellt
- Hitta viktningsaspekter, A_n (tex. utseende, reparerbarhet, pris,..), som beskriver vad man skall göra jämförelser med avseende på.
- Bestäm det relativa bidraget (vikten) för en faktor till en nod med avseende på A_1, A_2 osv.
- Vikta aspekterna med avseende på ett överordnat mål t.ex. miljöpåverkan
- Görs jämförelserna med numeriska värden går det därefter att beräkna varje faktors relativa bidrag till problemet.

Viktningar kan genomföras som ett individuellt arbete, ett grupparbete eller genom en enkät eller som en kombination av dessa.

Viktning i livscykelanalys, LCA

Eftersom de större LCA-metoderna för produktutveckling lagt ner mycket arbete på viktningsförfaranden har vi i första hand studerat dem. Martin Erlands-son på IVL har utvecklat en egen viktningsmetod som också beskrivs kort eftersom den är grundad på de svenska miljökvalitetsmålen.

Livscykelanalysen behandlar påverkan på den yttre miljön. Viktning av miljö-påverkanskategorier är ett av de sista stegen i livscykelanalys och beskrivs i den internationella standarden²⁴ som ett frivilligt element, Figur 7.



Figur 7. Olika steg och aktiviteter i livscykelanalys, LCA

Redan i mitten av 90-talet räknade Lindeijer²⁵ till 23 olika beskrivna viktningsmetoder. Sannolikt finns det betydligt fler idag. 1994 jämförde Baumann och Rydberg tre välkända LCA-metoder och angav tre viktiga orsaker till di-

²³ Expert Choice. Decision Support Software

²⁴ Elements of Life Cycle Impact Assessment, ISO/DIS14042

²⁵ Bengtsson M *Facts and Interpretations in Environmental Assessments of Products*. Environmental System Analysis. Chalmers University of Technology, Göteborg, Sweden 2002

vergerande resultat: 1) vilka miljöbelastningar som tagits med, 2) indata och 3) sättet att överföra data till vikter.²⁶ Hertwich m.fl. och andra analyserade sex olika miljöbedömningsätt och pekade särskilt på svårigheten med att göra en bra avvägning mellan graden av förenkling och sofistikerad vid val av metod.²⁷ De konstaterade att noggrannheten inte var större än att varje metod hade möjligheten att peka ut olika produkter som miljömässigt bäst. För låg korrespondens mellan databehov och datakvalitet är ett annat påtalat problem.

Finnveden drog 1977 slutsatsen att man knappast kommer att nå fram till någon viktningssätt som det råder konsensus kring utan olika angreppssätt kommer att utvecklas parallellt.²⁸ Några år senare gjorde han en kritisk granskning av olika viktningssätt och fann att alla hade så allvarliga svagheter att ingen enskild kunde rekommenderas.²⁹ International Association for Impact Assessment (IAIA) föreslog 1999 att en bra miljöbedömningsmetod skulle ha egenskaperna att vara: *noggrann, praktiskt tillämpbar, relevant, kostnadseffektiv, effektiv, fokuserad, användaranpassad, tvärvetenskaplig, trovärdig, enhetlig, transparent och systematisk*.³⁰ Det Europeiska miljöorganet EEA (European Environmental Agency) angav 2001 något enklare kriterier för miljöbedömningsmetoder, nämligen: *relevans för användaren, vetenskaplig trovärdighet och legitimitet vad gäller rådande samhällssyn*.³¹ Bengtsson, som i sin avhandling diskuterar miljöbedömningsmetoder, betonar livscykelanalysens värde som lärande process om produkters miljöpåverkan snarare än som metod att ge bestämda omdömen.³² Metodens uppläggning och transparens så att praktiker har möjligheter att delta i bedömningsprocessen och förstå vad som görs är då en viktig faktor.

Tillvägagångssätten vid miljöbedömningar är alltså många. Hofstetter (1998)³³ har gjort en typologi för viktningssätt där han skiljer mellan åtgärdsbaserade metoder och effektorienterade metoder. Som viktningssätt nämner han Proxi-indikatorer (förenklade mätbara värden som inte grundas på modellering) - motåtgärder och marknadsmekanismer, paneler, och auktoritativa mål. Finnveden (2001) nämner panelmetoder, monetära metoder (omräkning till en valuta) och målrelaterade metoder som exempel på olika värderingsmetoder³⁴. De målrelaterade metoderna kan grundas på ”stated preferences” tex. politiska

²⁶ Baumann H, Rydberg T. (1994). Life cycle assessment: a comparison of three methods for impact analysis and evaluation. *Journal of Cleaner Production*. 2(1):13-20

²⁷ Hertwich E, Pease W, Koshland C (1997). *Evaluating the environmental impact of products and production processes: A comparison of six methods*. The Science of the Total Environment. 196:13-29.

²⁸ Finnveden G (1997). *Valuation methods within LCA – Where are the values?* International Journal of Life Cycle Assessment. 2(3):163-169

²⁹ Finnveden G. (1999). *A critical review of operational valuation/weighting methods for life cycle assessment*. AFR-report 253. Stockholm. AFN, Naturvårdsverket.

³⁰ IAIA (1999) *Principles of environmental impact assessment best practice*. Fargo ND: International Association for Impact Assessment.

³¹ EEA (1991) *Designing effective assessments: The role of participation, science and governance and focus*. Environmental Issue Report No 26. Copenhagen. European Environmental Agency.

³² Ibid

³³ Hofstetter P 1998. *Perspective in Life Cycle Impact Assessment – A structured Approach to Combine Models of the Technosphere, Ecosphere and Valuesphere*. Kluwer Academic Publisher 1998.

³⁴ EcoEffect seminarium 20010531-0601

mål eller ”revealed preferences” tex. resultat från enkätundersökningar. Målet kan också vara att undvika skador ”end points” eller motverka kända miljöhot, ”mid points”.

Bland målrelaterade metoder kan också nämnas avstånd till bedömda kritiska belastningar. Mot detta relativt vanliga bedömnings sätt kan invändas att förutom svårigheten att fastställa långsiktigt hållbara nivåer för acceptabla miljöbelastningar ger själva idén intrycket av att så länge utsläppen inte nått kritiska nivåer är det fritt fram att öka dem. Utvecklingen drivs mot det tak som anses det högsta vi kan acceptera trots att varje utsläpp i sig är negativt. Politiskt fastställda miljömål innefattar normalt kompromisser mellan en rad olika samhällsintressen vilket gör att de rena miljöbehoven ofta inte framträder klart.

Vi anser att det framför allt går en tydlig skiljelinje mellan målrelaterade ansatser och monetarisering. Inom gruppen målrelaterade metoder finns en lång rad möjligheter från politiska mål till lång- och kortsiktiga mål baserade i huvudsak på vetenskapliga analyser. När väl värderingsgrunden är vald kan de numeriska vikterna alltså erhållas på olika sätt tex. genom expertpaneler i öppen dialog eller genom systematiserad teknik, som Delphi- eller AHP-teknik. Panelförfarandet kan emellertid hävdas inte vara en metod utan ett sätt att nå fram till resultat t.ex. baserade på monetära eller målrelaterade metoder. En panel kan t.ex. vikta olika mål mot varandra eller bedöma betalningsvillighet. Vilken typ av panel som gör viktningen och vilka individer som deltar påverkar naturligtvis utfallet. Experter kan förväntas göra mer analytiska bedömningar än lekmän som i huvudsak måste förlita sig till synliga skador och andrahandsuppgifter t.ex. från media. Experter å andra sidan kan, medvetet eller omedvetet, förväntas favorisera områden som ligger närmast deras specifika kompetensområde. Monetära metoder har den speciella egenskapen att värderingen sker i förhållande till andra utgifter eller inkomster. En speciell svårighet med dem är att det finns många sätt att monetarisera och att ekonomiska relationer förändras med tiden.

Viktning i några LCA-metoder

För att mer konkret beskriva möjliga sätt att vikta i LCA kommer viktningen i tre väletablerade samt en nyligen av IVL³⁵ förslagen metod att beskrivas mycket kortfattat. Dessa är den holländska Eco-Indicator 99, den danska metoden EDIP (Environmental Design of Industrial Products) och den svenska metoden EPS (Environmental Priority Strategy).

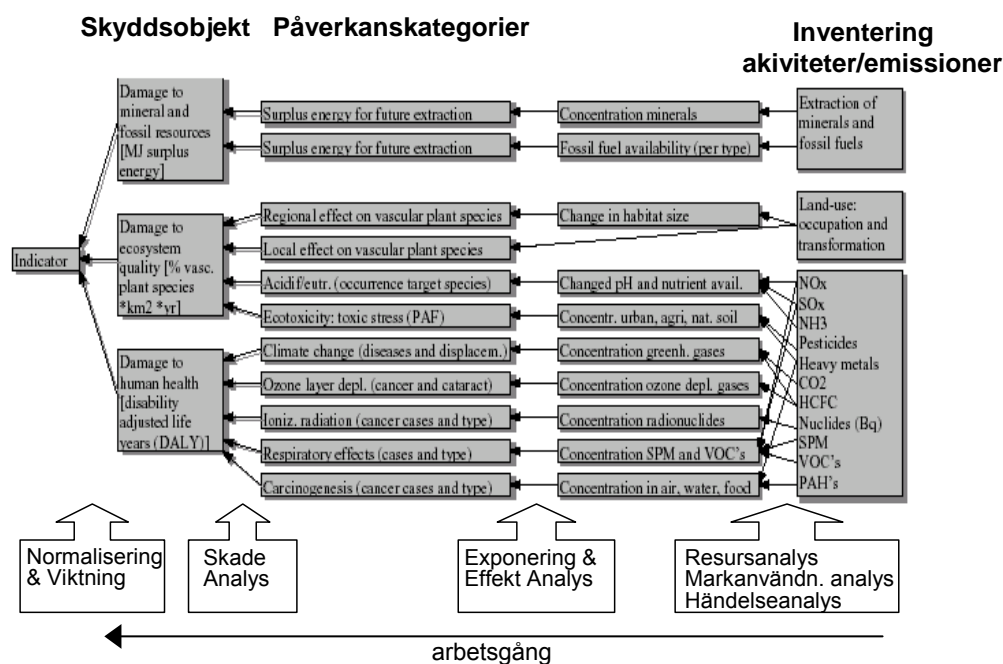
Eco-Indicator 99³⁶

Titeln ”Eco-Indicator 99 - A damage oriented method for life cycle impact assessment “ säger att beräkningar baseras på uppskattade skador. Detta har man

³⁵ Institutet för vatten och luftvårdsforskning (Kolla!)

³⁶ Goedkoop, M. and Spriensma, R. 2000. *The Eco-indicator 99: A damage oriented method for life cycle impact assessment, methodology report*. Pre Consultants, The Netherlands (downloadable from www.pre.nl)

drivits långt och därmed minskat behovet av viktning. Metoden illustreras i Figur 8.



Figur 8. Modellering i Eco-Indicator 99

I Figur 8 ser man att normalisering och viktning sker sist i LCA-processen och i ett sammanhang. Det är bara tre kategoriindikatorer som vägs mot varandra nämligen utarmning av naturresurser samt skador på människor och skador på ekosystem. Expertpaneler har fått sätta vikterna. Normaliseringen i Eco-Indicator 99 baseras huvudsakligen på europeiska data från 1990-94.

Eco-Indicator 99 har utnyttjat den sk. kulturteorin³⁷ som grund för viktningen. Vikterna har satts av en panel. Här utgår man från att värderingar utvecklas i sociala sammanhang och har identifierat tre olika karaktäristiska värderingsgrunder baserade på livsåskådning, nämligen "egalitarian", "individualist" och "hierarkist". Dessa olika "grupper" antas ha olika inställning till risker. Den första gruppen representerar ett långtidsperspektiv och kräver endast minimala vetenskapliga bevis för att beakta en miljöeffekt. Den andra, individualisten, anses ha ett korttidsperspektiv och bara acceptera fullt bevisade effekter. Hierarkisten har ett medellångt perspektiv och accepterar miljöeffekter som det finns någon sorts konsensus kring. Metoden ger värderingar utifrån alla dessa tre ståndpunkter, men hierarkistens perspektiv används som normalbedömning.

Detta angreppssätt har givit de tre uppsättningar av vikter och normalvärden som visas i nedanstående tabell.

³⁷ Douglas M, Wildavsky A, 1982. *Risk and culture*.

Tabell 7. Eco-Indicator 99: s vikter och normalvärden för olika kulturkategorier.

	Hierarkisten		Egaliterianen		Individualisten	
	Normalisering	Vikt	Normalisering	Vikt	Normalisering	Vikt
Människors hälsa	1,54E-02	0,40	1,55E-02	0,30	8,25E-03	0,55
Ekosystemkvalitet	5,13E+03	0,40	5,13E+03	0,50	4,51E+03	0,25
Resursanvändning	8,41E+03	0,20	5,94E+03	0,20	1,50E+03	0,20

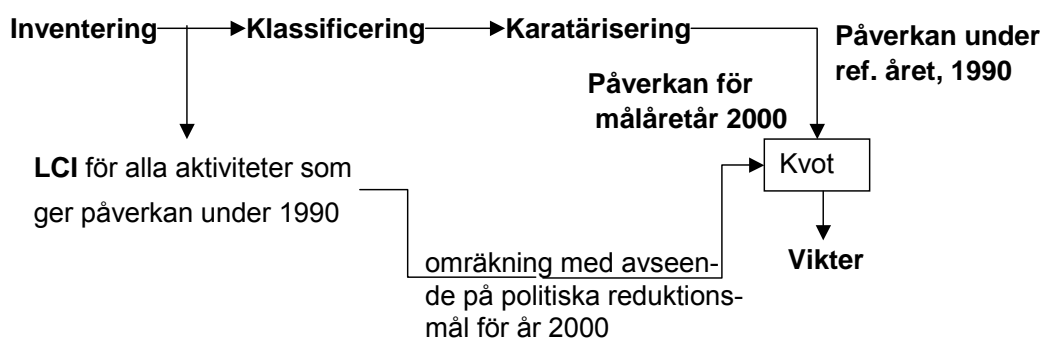
Egaliterianen med långtidsperspektivet ger ekosystemkvaliteten högst vikt medan individualisten med korttidsperspektivet anser människors hälsa vara mer än dubbelt så viktigt som ekosystemkvaliteten i den här modellen.

På grund av att EcoIndicator 99 har en så annorlunda struktur och innehåll jämfört med EcoEffect har vi inte kunnat pröva dess viktningförfarande. Helst har vi också velat undvika att vikter sätts med hjälp av paneler utan vi har i stället sökt ett analytiskt sätt att få fram vikter. Däremot har vi anammat tänkandet att skador bör utgöra grund för vikterna.

EDIP

Den danska metoden UMIP eller EDIP (Environmental Design of Industrial Products) utarbetades 1991-1996 i samarbete mellan danska företag, Institute for Product Development och Danmarks Tekniska Universitet (DTU). En omfattande beskrivning finns av Wenzel et al 1996 och 1997³⁸. Ett interaktivt PC-program har också givits ut.

Skyddsobjekt är miljön, resurser och arbetsmiljö. Tillvägagångssättet kan beskrivas som i Figur 9.



Figur 9. Arbetsgång i EDIP

Man använder en målrelaterad viktningprincip, där målen utgörs av nationella och internationella politiska mål. Som målar har valts år 2000 och vikten beräknas utifrån utsläpp för varje kategori år 1990 dividerat med målet för utsläpp inom samma kategori år 2000.

38 Hauschild, M. and Wenzel, H. (1997). Environmental Assessment of Products. Volume 2: Scientific background. Chapman & Hall

Vid tiden då EcoEffect arbetet började hade just den innehållsrika och välskrivna dokumentationen av EDIP kommit ut. Vi beslöt därför att följa dess huvuddrag i LCA delen. Däremot var vi inte nöjda med politiska mål som grund för viktningen. Dessa varierar i tiden och utgör ingen ren fokusering på miljöproblem.

EPS

I den svenska EPS-metoden (Environmental Priority Strategies) omräknas alla inventeringsdata till ELU (Environmental Load Units). Klassificering, karakterisering och viktning görs i EPS i ett enda värderingssteg. Värderingen grundas på Sveriges riksdags och FNs miljömål. Värderingsgrunden är monetarisering. Följande fem skyddsobjekt används: människors hälsa, ekosystem, naturresurser, biodiversitet och estetiska värden.

Människors hälsa mäts i förlorade år och i år med allvarliga sjukdomar, år med sjukdom, år med stora besvär respektive med mindre besvär. Ekosystemens hälsa mäts i mängder spannmålsproduktion, virkesproduktion, fisk- och köttproduktion, bas katjon kapacitet (H⁺), produktion av bevattningsvatten och dricksvatten. Naturresurserna mäts som utarmning av mineraler, naturgas, olja, kol (alla i kg). Biodiversiteten mäts i utrotning av arter och estetiska värden i form av betalningsviljan för att bevara byggnader och kulturskatter.

Vid beräkningen av enhetseffekter görs först en bestämning av tex. en emission, därefter skada per utsläppt enhet och vidare Euro per skada så att man får fram värdet ELU (Euro) per emission och effektkategori, Figur 10. Varje utsläppt substans får således ett ELU värde per skada vilka kan summeras till ELU per substans. Därmed blir det mycket lätt att jämföra miljöpåverkan från olika utsläpp



Figur 10. Arbetsgången i EPS

Viktningen baseras på betalningsvilja (WTP – willingness to pay) inom OECD-länderna för att återställa ett skyddsobjekt till dess ursprungliga tillstånd. Betalningsviljan bestäms på olika sätt. För koppar anses den tex. vara kostnaden för att producera den halt som malmen innehåller till lägsta pris när kopparmalmen tagit slut.

Många anser att det bästa sättet att illustrera miljöproblemets storlek är att räkna om dem till pengar. Inom EcoEffect beslöt vi emellertid tidigt att hålla livscykelanalys och livscykelkostnader särskilda framför allt därför att ekonomiska relationer variera så i tid och rum.

IVL

I april 1999 antog riksdagen mål för miljökvaliteten inom 15 områden. Målen beskriver den kvalitet och det tillstånd för Sveriges miljö, natur- och kulturre-surser som anses vara ekologiskt hållbara på lång sikt. Strävan är att vi till näs-ta generation (2020) ska ha löst de stora miljöproblemen och kvantifierade delmål har formulerats. Vid IVL har man tagit detta som utgångspunkt för viktning av miljöpåverkan³⁹. Först beräknar man miljöpåverkan från en pro-dukt på vanligt LCA-sätt genom att multiplicera utsläppsvärden med karakteri-seringsfaktorer. De erhållna ekvivalenterna divideras med antalet personer i systemet och man får enheten ekvivalenter per person. Därefter normaliserar man resultatet med de kvantifierade värden som enligt miljökvalitetsmålen an-ses var långsiktigt hållbara per person i landet. För varje påverkanskategori kan man då se om produkten ligger inom gränsen för vad som anses acceptabelt för en hållbar utveckling. Medelvärdets avvikelser från acceptgränsen får respre-sentera om produkten som helhet möter hållbarhetskriterierna eller inte.

Konceptet är starkt i den meningen att de nationella miljökvalitetsmålen är po-litiskt förankrade och det officiella Sverige är ålagt att försöka leva upp till dem. Invändningar som kan resas är mer av principiell art. Ett är att man inte gör någon skillnad mellan de 15 miljömålen utan betraktar alla som lika vikti-ga. Naturvårdsverket⁴⁰ säger redan nu säger att vissa av dem inte kommer att kunna förverkligas inom den tid man ställt upp som mål vilket borde vägas in vid bedömning av angelägenhetsgraden. Metoden har de svagheter som alla metoder byggda på kritiska belastningsnivåer och politiska mål har.

Trots att vi i EcoEffect föredrar en absolut grund för viktningen, så håller vi med om att de nationella miljökvalitetsmålen som grund för viktning utgör ett pragmatiskt och tydligt angreppssätt.

Valet av viktningssprincip i EcoEffect

Argumenten

Redan i första avsnittet av metodkapitlet visades hur vi har använt miljöpro-blemens relativa betydelse för människor som viktningssfaktor. I det följande kommer vi att peka på argument för detta och beskriva hur man kan mäta bety-delsen. Det innebär att storskaliga och långlivade problem kommer få förhål-landevis höga vikter, tex. den globala klimatförändringen (växthuseffekten). Med denna uppviktning kommer ett bidrag till växthuseffekten att förstoras i förhållande till bidrag till andra problem.

Det överordnade målet för miljöinriktade åtgärder brukar beskrivas i termer av ”uthållig utveckling”, vilket tolkas som att dagens generationer inte får föröda möjligheterna för våra efterkommande att leva ett likvärdigt liv. Underförstått är att jordens resurser är begränsade och måste vårdas samt fördelas i tid och

³⁹ Erlandsson M (2003). Miljöbedömningsmetod baserad på de svenska miljökvalitetsmålen – visionen om det framtida hållbara samhället. IVL Rapport B 1509

⁴⁰ Miljömålsportalen. <http://mport.miljomal.nu/index.php>

rum. Målet har en moralisk och antropocentrisk inriktning. Det skulle kunna innebära att arter och ekosystem som inte bidrar till människans försörjning och fortbestånd inte behöver värnas. Å andra sidan är vår kunskap om sambanden i biosfären begränsade och det finns gott om exempel på hur människan försökt utrota för henne till synes skadliga arter men där framgången visat sig kräva andra kompensationsåtgärder⁴¹. Man talar om ekosystemtjänster som i hög grad bidrar till vår försörjning. Även med det antropocentriska perspektivet kan hävdas att ekosystem bör skyddas därför att vår kunskap om samband och beroenden mellan människan och hennes omgivning en är otillräckliga. Den så kallade försiktighetsprincipen kan bl.a. användas som argument för skydd av ekosystemen.

Intern miljöpåverkansbedömning i EcoEffect handlar om risken för att individer som vistas på/använder en fastighet skall drabbas av en miljöpåverkan. Den externa miljöpåverkansbedömningen handlar om risken för att ett antal individer någonstans någon gång skall drabbas av en miljöpåverkan som användningen av fastigheten bidragit till (tex. växthuseffekten). Bedömningen av den interna miljöpåverkan utgår ifrån individperspektivet – ”hur stor är risken för att jag skall drabbas av ett miljöproblem som följd av att jag bor i en viss byggnad eller arbetar i en viss byggnad?”. Bedömningen av den externa miljöpåverkan utgår ifrån att användningen av en fastighet inte skall bidra till problem utanför fastigheten nu eller i framtiden, tex. att den inte skall bidra till växthuseffekten som kan komma att påverka havsnivåns höjd och därmed tvinga ett antal människor att överge sina bostäder. Det utgör ett moraliskt ansvar för individer och ett samhälleligt (kollektivt) ansvar att begränsa framtida skador till följd av dagens utsläpp av växthusgaser. I det första fallet skall bedömningen hantera risken för att enstaka individer skall utsättas för ett visst lidande och i det andra fallet att ett antal personer utsätts för lidande.

EcoEffect syftar till att kunna utgöra underlag för beslut om åtgärder som minskar miljöpåverkan, dvs. alla former av negativ påverkan (störningar eller skador) på människa och miljö idag och i framtiden (slutproblem - end points). Med utgångspunkten att miljöproblem ytterst är problem för människor, bl.a. med hänvisning till försiktighetsprincipen, handlar viktningen i EcoEffect om att omformulera alla miljöproblem till slutproblem för människor och försöka kvantifiera dessa i termer av ”lidande” för individer och grupper. Grunder för vår viktning är alltså att minimera skador/störningar på människor. Med skador eller störningar menar vi såväl fysiska skador som sjukdomar och psykiska påfrestningar, vilket ansluter till WHO's⁴² definition av ohälsa. Man kan också beskriva sådana skador eller störningar som brister i vad vi uppfattar som livskvalitet och som vi i Bruntlandkommissionens anda önskar att såväl dagens som kommande generationer skall slippa lida av. Därmed kan vi tex. också inkludera stress eller oro som följer av miljöhot som slutproblem för människor. Det tidigare introducerade begreppet skadevärde kan man säga beskriver brist på livskvalitet för individer eller grupper av människor och används alltså som grund för viktning i EcoEffect.

⁴¹ Helmfrid H Vad menas med uthållig utveckling? Begreppsanalys och ansats till operationalisering. Rapport 49. Institutionen för Ekonomi, SLU. Uppsala 1992.

⁴² Världshälsoorganisationen

Miljöbedömningsmetoderna Eco-Indicator 99 och EPS har också valt skador som utgångspunkt för viktning men på andra sätt.

Skadevärden

Ett skadevärde skall alltså representera den relativa betydelsen hos en typ av sjukdom/skada eller störning som drabbar en eller flera människor. Hur allvarlig en sjukdom som drabbar en människa uppfattas (betydelsen) kan beskrivas dels genom det lidande/handikapp hon upplever så länge sjukdomen pågår och dels genom de levnadsår hon går miste om när sjukdomen förkortar hennes liv. Motsvarande synsätt kan också tillämpas för andra påfrestningar än rena sjukdomar. Ett system för att beskriva dessa två konsekvenser, vars principer vi använder oss av, har utvecklats av WHO, världshälsoorganisationen⁴³. Systemet, som kallas DALY⁴⁴, är ursprungligen utvecklat för att mäta ”sjukdomsbördor” hos befolkningar (tex. inom regioner eller länder) i syfte att tjäna som underlag för prioriteringar och allokering av medel inom hälso- och sjukvården. Fördelen med att använda DALY systemet är att det är internationellt välkänt, välgrundat och utvecklat i konsensus. Det används också i Eco-indicator 99⁴⁵.

Fördelen med att beräkna skadevärden i stället för att sätta vikter direkt på kategorier är att skadevärdena inte förändras med antalet problem utan utgör ett värde som är unikt för varje typ av problem. Ju fler slutproblem man tar upp under en påverkanskategori desto större blir skadevärdet. Skadevärdena kan även användas för att beräkna relativa vikter, t.ex. genom att normalisera mot summan av skadevärden.

DALY

DALY (Disability Adjusted Life Years), som uttrycks i år, utgör ett summerat mått på det lidande/besvär en sjuk människa utsätts för dels genom den funktionsnedsättning (fysisk och psykisk påverkan) som kan tillskrivas sjukdomen, YLD (years lived with disability), och dels genom den förkortade livstiden som kan följa, YLL (years of lost life). Antalet år med funktionsnedsättningen jämföras med ett mindre antal år då man är fullt frisk - ju större funktionsnedsättning desto färre antal friska år antas det motsvara. För att få antalet funktionsjusterade år multiplicerar man antalet år med funktionsnedsättning med en funktionsnedsättningsvikt mellan 0 och 1, där 0 betyder totalt funktionsnedsättning och 1 ingen funktionsnedsättning. Ett visst antal år med funktionsnedsättningen 0,5 antas alltså motsvara halva antalet friska år. Funktionsnedsättningen och störningsvikten beskrivs ofta i termer av nedsatt livskvalitet. DALY, som utgör summan av funktionsjusterade och förlorade år för en sjukdom, visar alltså ett genomsnittligt fiktivt antal förlorade friska år för människor som drabbats av denna sjukdom. Beräkning av DALY för en person med en viss åkomma blir följande:

⁴³ Murray CJL, Lopez AD (1996). *The global burden of Disease*. Cambridge MA, Harvard University Press 1996.

⁴⁴ DALY = Disability Adjusted Life Years

⁴⁵ Goedkoop M, Spriensma R. *Eco-indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment* (en utförlig beskrivning av metoden kan laddas ner gratis från hemsidan www.pre.nl/download/EI99_methodology_v2.pdf)

$$DALY = YLD + YLL = dt * dw + YLL \quad \text{ekv 6}$$

YLD = funktionsjusterade år (years lived disabled)

YLL = förlorade levnadsår (years life lost)

dt = sjukdoms-(störnings-)tid (disability time), år

dw = störningsvikt (disability weight)

En kort tid med en allvarlig sjukdom likställs genom detta beräkningssätt med en lång tid med en lindrig sjukdom. Den vanliga tillämpningen av DALY är att beräkna sjukdomsbördor för en region under ett år, dvs. man beräknar YLD och YLL för alla personer som drabbats av olika sjukdomar och summerar sedan dessa. Uppgifter för att beräkna DALY och sjukdomsbördor hämtas från statistik för olika sjukdomar och människors genomsnittliga livslängd. Syftet med bräkning av sjukdomsbördor är att kunna jämföra hälsotillstånd hos befolkningar och utnyttja den kunskapen för prioriteringar inom sjuk- och hälsovården. En förutsättning för att kunna beräkna sjukdomsbördor är alltså att man har statistik över sjukdomsfrekvenser, dödsfall i olika sjukdomar, medellivslängder samt en störningsvikt (funktionsnedsättningsvikt) för varje sjukdom.

Störningsvikter (disability weights) har tagits fram för hundratals sjukdomar/besvär av WHO och andra. Sjukdomsbördor har också beräknats för Sverige⁴⁶ och för Stockholms län⁴⁷. Den svenska gruppen som gjorde beräkningarna tog även fram störningsvikter för sjukdomar som inte tidigare hade sådana.

DALY som grund för viktning

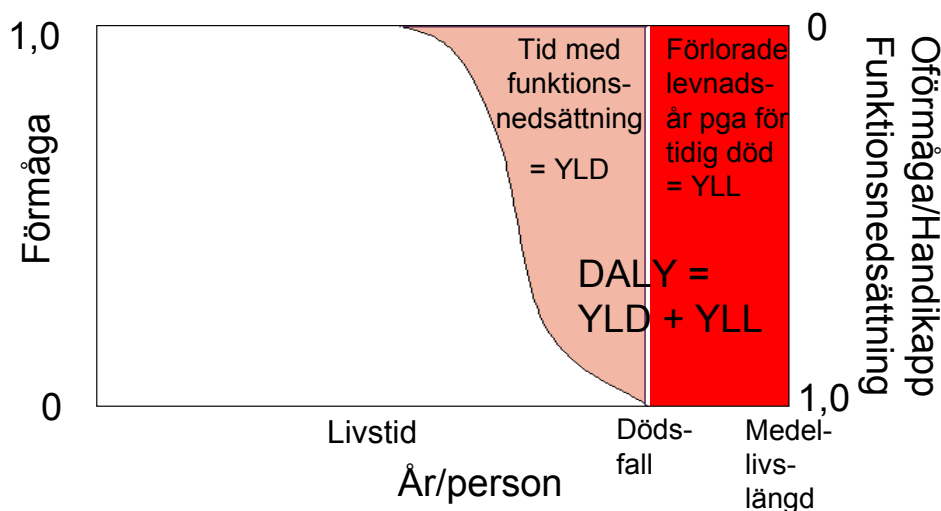
Även komfortproblem kan i princip åsättas störningsvikter om de medför något påtagligt besvär av fysisk eller psykisk art. Det ger oss möjlighet att tillämpa DALY-systemet även för komfortproblem i inne- och utemiljön. Man kan också tänka sig att t.ex. oro för framtiden eller förlorade inkomster till följd av miljöskador, ges störningsvikter. Ju större förluster desto större olägenhet och större psykisk belastning för dem som drabbas. Detta kan jämföras med EPS-metodens⁴⁸ värdering av "nuisance" och "severe nuisance".

Daly-beräkningar kan illustreras som i Figur 11. Drabbas man av en dödlig sjukdom blir man successivt sjukare till dess man avlider. Då minskar livskvaliteten successivt från att vara fullt frisk (funktionsnedsättning=0) till att dö (funktionsnedsättning=1). I praktiken räknar man med genomsnittliga störningsvikter och sjukdomstider för olika sjukdomar och hälsotillstånd.

⁴⁶ Backlund I, Peterson S, Diedrichsen F, (1998). *Sjukdomsbördan i Sverige – en svensk DALY-kalkyl*. KI-rapport 1998:16. Karolinska Institutet. Stockholm.

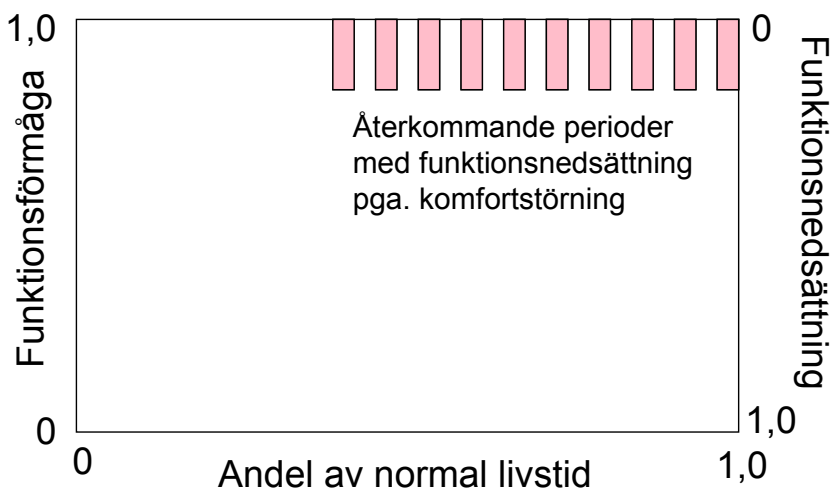
⁴⁷ Backlund I, Peterson S, Diedrichsen F, (1999). *Sjukdomsbördan i Stockholms län – en regional DALY-kalkyl*. Socialmedicin Samhällsmedicin, Stockholms läns landsting

⁴⁸ Steen, B. 1999. *A Systematic Approach to Environmental Priority Strategies in Product Development (EPS)*, Version 2000 - General System Characteristics. CPM Report 1999:4



Figur 11. Principen för DALY-beräkning. Ytan av hela diagrammet motsvarar ett liv utan fysiska eller psykiska problem fram till uppnådd medellivslängd för en person. De markerade ytorna utgör andelen av livstiden med nedsatt livskvalitet (funktionsnedsättning) respektive förlorade år pga. för tidig död.

DALY-principen omsatt på ett komfortproblem i inne- eller utemiljön på en fastighet visas i Figur 12. Här pågår störningen bara så länge exponeringen varar. Man reagerar omedelbart vid exponering och besväret upphör omedelbart när störningen försvinner eller man avlägsnar sig från den. Figur 12 kan t.ex. antas illustrera problem med kyla och drag i en lägenhet vilket bara är besvärande under vinterhalvåret.



Figur 12. Möjlig tillämpning av DALY-principen för ett återkommande komfortproblem i inne- eller utemiljön.

I DALY-metoden⁴⁹ finns också möjligheten att göra ålders- och framtidsviktningar (diskontering). Åldersviktning innebär att man differentierar värdet av ett levnadsår så att värdet av ett extra år för en 80-åring antas vara lägre än ett extra år för en 20-åring. Detta kan te sig rimligt om det gäller att satsa medel för att få personer inom respektive åldersgrupper att överleva. I EcoEffect har

⁴⁹ Murray CJL, Lopez AD (1996). *The global burden of Disease*. Cambridge MA, Harvard University Press 1996.

ingen åldersviktning tillämpats. Framtidsviktning, diskontering, handlar om värdet av ett levnadsår idag i förhållande till ett om t.ex. 25 år. När det gäller resursallokering kan det uttryckas i termer av att bota idag eller förebygga sjukdom i morgon. Satsning på vaccinationer är exempel på att förebygga framtida problem. Vid ekonomiska beräkningar hanteras detta problem med diskontering som t.ex. innebär att en hundralapp med diskonteringsräntan 5% bara är värd 95 kronor om ett år. Diskontering av framtida miljöproblem diskuteras vidare i avsnitt ”Diskontering” nedan.

Beräkning av externa skadevärden

För varje slutproblem (kategorislutpunkt) beräknas ett gruppskadevärde som skall spegla dess relativa betydelse i förhållande till andra miljöproblem med hänsyn till påverkan idag och i framtiden. Detta utgör alltså antalet drabbade gånger personskadevärdet för sjukdomen/störningen ifråga. Summan av gruppskadevärdena för varje problem inom en påverkanskategori utgör gruppskadevärdet för kategorin. Detta kan användas som vikt och multipliceras med miljöbelastningsvärdet från fastigheten för kategorin så att ett viktat miljöbelastningsvärde erhålls (jämför Figur 2). De viktade miljöbelastningsvärdena för alla beaktade påverkanskategorier utgör tillsammans miljöbedömningen i EcoEffect. De har samma enhet och kan därmed adderas. Ibland är det lättast att beräkna gruppskadevärden för ett avgränsat geografiskt område, tex. ett land. För att kunna jämföra viktade miljöbelastningsvärden måste skadevärdena för varje problem först justeras så att de gäller samma geografiska område.

För extern miljöpåverkan motsvarar gruppskadevärdet för ett slutproblem det sätt man beräknar sjukdomsbördor på med den skillnaden att det beräknas för hela den period slutproblemet antas förekomma. När man beräknar sjukdomsbördan för en sjukdom brukar det gälla för ett år för vilket man i bräkningen utnyttjat statistik över antalet sjuka och döda i sjukdomen det året. Men i vårt externa skadevärde skall ingå YLD och YLL (jfr. Figur 11) för alla drabbade under hela den tid problemet varar. Gäller det t.ex. ett slutproblem som förorsakas av växthuseffekten, som kommer att pågå flera hundra år, så får vi vid beräkningen av gruppskadevärdet både ta hänsyn till gruppens medellivslängd och problemets varaktighet.

Gruppskadevärdet, gdv_i , för ett visst externt slutproblem i blir:

$$gdv_i = t * (YLD + YLL) = t * (n * dw * dt + m * yl) \quad \text{ekv 7}$$

- gdv_i = gruppskadevärde för slutproblemet i , år
- t = varaktigheten av kategorin som slutproblemet förorsakas av, år
- YLD = Antal beräknade funktionsjusterade år för ett visst år.
- YLL = Antal förlorade levnadsår under samma år.
- n = antal sjuka/störda personer
- dw = störningsvikt
- dt = genomsnittlig störnings-/sjukdomstid per person, år
- m = antal personer som dör för tidigt pga. påverkan under året
- yl = genomsnittligt antal förlorade år per person, år

YLD kan beräknas på två sätt genom statistik antingen över prevalens eller incidens. Prevalens innebär att man har uppgifter om antalet sjuka vid ett visst

tillfälle tex. en viss dag. Incidens innebär att man har uppgifter om antalet insjuknade under en period, tex. ett år. Med incidensdata måste man också veta den genomsnittliga sjukdomstiden för att kunna beräkna YLD. Med prevalensdata för en viss dag klarar man sig utan uppgifter om genomsnittlig sjukdomstid om sjukdomen är stokastiskt fördelad över tiden. Ett visst antal sjuka med en viss sjukdomstid motsvarar ju genomsnittligt ett bestämt antal sjuka per dag, dvs.

$$YLD = p_y * dt = p_d \quad \text{ekv 8}$$

p_y = antalet drabbade personer per år

dt = genomsnittlig störningstid per person, år

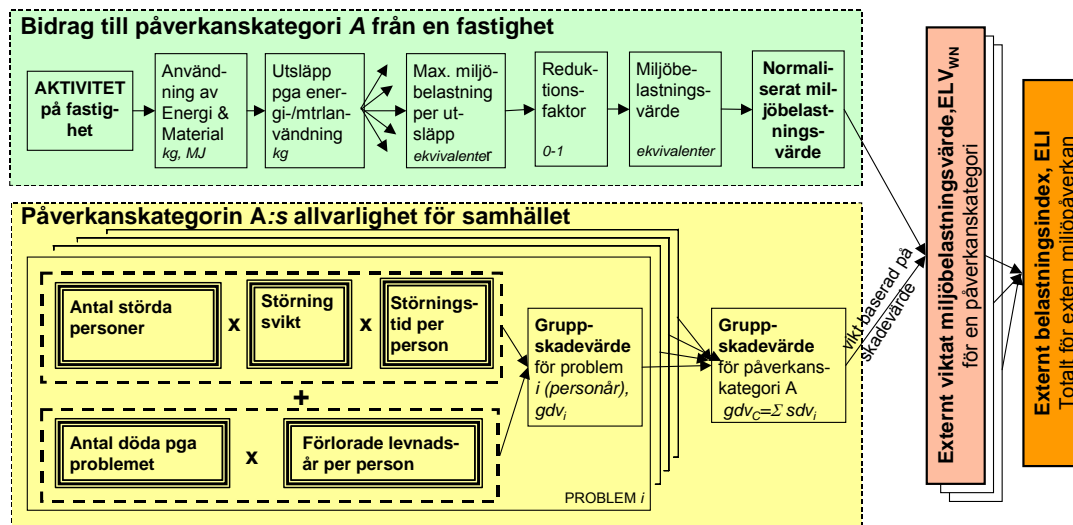
p_d = genomsnittligt antal drabbade personer per dag

Störningsvikter har sammanställts på flera håll bl. a. i den tidigare nämnda ”The Global Burden of Diseases”⁵⁰. I annat fall får man ta fram dem på särskilt sätt (kommer att beskrivas senare).

YLL värdet för en viss sjukdom ett visst år kan beräknas utifrån antalet döda i sjukdomen multiplicerat med det genomsnittliga antalet förlorade år för gruppen, dvs. man behöver veta medelåldern på dem som avlidit. Med uppgifter om varje insjuknad person och dennes sjukdomstid samt alla döda och deras åldrar för ett visst år kan man förstås räkna ut exakta värden på YLD och YLL och därmed DALY. När man vill beräkna gruppskadevärdet för en sjukdom som det finns YLL- och YLD-värden att tillgå för kan man använda dessa och behöver bara multiplicera med varaktigheten hos påverkanskategorin. Vill man beräkna skadevärdet för ett miljöproblem som det inte finns DALY-värde för måste man ta fram en störningsvikt, förlorade år samt uppskatta antalet drabbade ett visst år. För att få DALY-värdet per år multipliceras sedan detta med varaktighetstiden.

Figur 2, som illustrerade hur extern miljöpåverkan från en fastighet beräknas, kan nu kompletteras med beräkning av en påverkanskategoris betydelse, Figur 13.

⁵⁰ Murray CJL, Lopez AD (1996). *The global burden of Disease*. Cambridge MA, Harvard University Press 1996



Figur 13. Illustration över hur beräkningarna för extern miljöbedömning utförs i EcoEffect för en påverkanskategori.

Identifiering av externa slutproblem

Extern miljövärdering gäller bedömning av framtida problem. Framtiden kan man aldrig ha någon exakt kunskap om utan det handlar om antaganden, uppskattningar och extrapoleringar. Man talar om risker, scenarier och sannolikheter att olika händelser skall inträffa. Vårt mål är att identifiera miljöproblem och redovisa kända skadeverkningar och omfattningen av dessa. För att kunna komplettera och successivt förbättra metoden är det viktigt att arbetsgången är lätt att följa och förstå.

Utsläpp av miljöpåverkande ämnen är en följd av åtgärder för att tillfredställa mänskliga behov och önskemål. Sannolikheten för att ett antal individer skall drabbas, omedelbart eller med en tidsförskjutning, av ett utsläpp beror både på dess art och storlek. För att tydliggöra sambanden mellan behov/tjänst och miljöpåverkan kan man rita upp en händelsekedja. Sådana tar vi som utgångspunkt för att identifiera konsekvenserna av miljöförändringar och för beräkning av skadevärden. Händelsekedjan visar hur vi uppfattar förloppen och vilka potentiella skador som vi känner till och vilka vi kunnat ta hänsyn till vid beräkning av skadevärden. Så många slutproblem (kategorislutpunkter⁵¹) som möjligt, vilka beskriver någon form av negativ fysisk eller psykisk påverkan på människor, skall tas med. För varje typ av slutproblem (kategorislutpunkt) uppskattas sedan antalet drabbade över tid och den genomsnittliga betydelsen för en drabbad person. Tillvägagångssättet exemplifieras med följande figur gällande påverkanskategorin ”Övergödning”:

⁵¹ Kategorislutpunkt i ISO 14040 serien Miljöledning - Livscykelanalys

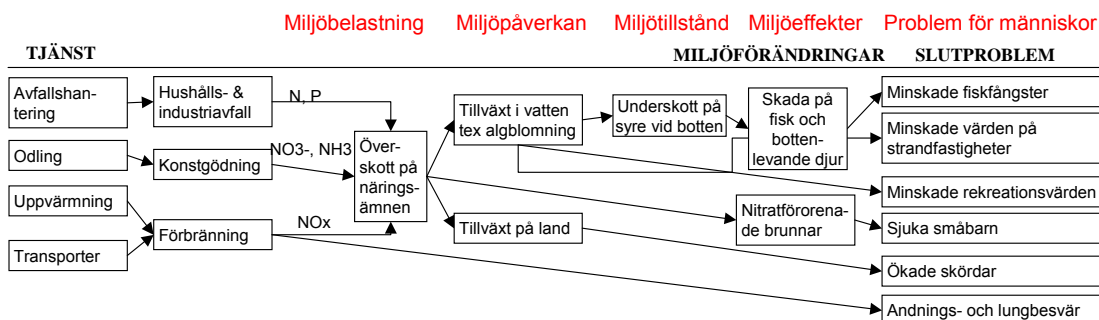


Fig 7. Exempel på en händelsekedja från tjänst till problem för en påverkanskategori. Exemplet gäller övergödning.

Behov kan i regel lösas på olika sätt som medför olika emissioner och olika skador. Alla konsekvenser av olika utsläpp är inte kända. Kända eller befarade konsekvenser kan också vara svåra att kvantifiera. Figuren visar den förenkling av verkligheten som vi tar hänsyn till vid beräkning av gruppskadevärden. Beskrivning av varje inkluderad påverkanskategori, problemen förknippande med dem, val av kategoriindikatorer, uppskattning av antalet drabbade, beräkning av skadevärden mm finns i rapporten om extern miljöpåverkan.

När DALY-värdet per år för ett slutproblem beräknats återstår ytterligare några faktorer att ta hänsyn till för att få fram gruppskadevärdet. Är det sannolikt att det beräknade DALY-värdet inte bara beror på miljöförändringar måste man försöka uppskatta andelen, a , som är miljöberoende på ett liknande sätt som användning av reduktionsfaktorn vid beräkning av miljöbelastningsvärdet (jfr Figur 13). Här gäller det emellertid hur ett slutproblem generellt påverkar människor medan i det förra fallet (reduktionsfaktorn) handlade om hur stor del av ett lokalt utsläpp som gav miljöpåverkan. Är det svårt att bedöma i vilken grad ett slutproblem även beror på andra saker än utsläpp väljer man vanligtvis att anta att allt beror på miljöförändringar med hänvisning till försiktighetsprincipen. Gäller årsDALY-värdet en region eller ett land måste det skalas upp eller ner till den skala som övriga påverkan har beräknats för. I denna version av EcoEffect har vi genomgående valt att använda den globala skala som referens och kallar den skalfaktor som används för s . Slutligen multipliceras årsDALY-värdet med den förväntade varaktigheten av kategorin och en maxfaktor dividerad med två vilket kommer att förklaras senare. Sammanfattar vi ovanstående i en beräkningstabell får den följande utseende.

Tabell 8. Mall för beräkning av kategoriskadevärde för en extern påverkanskategori

Slutproblem	Ingång D		Ingång C		Ingång C, D		Ingång C, D		Ingång A, B		Gruppskadevärde	
	Antal påverkade ett visst år	Störningstid per person	Prevalens = störda x störningstid	Störningsvikt	YLD/år	Antal döda samma år	Förlorade år per person	YLL/år	Globalt DALY/år	Skalfaktor från lokalt till globalt		Andel DALY förorsak. av miljöpåverkan
Problem i	A_i	B_i	$A_i * B_i$	C_i	$D_i = A_i * B_i * C_i$	E_i	F_i	$G_i = E_i * F_i$	$H_i = (D_i + G_i)$	s_i	a_i	$K_i = H_i * s_i * a_i * m * d / 2$
Problem n	A_n	B_n	$A_n * B_n$	C_n	$D_n = A_n * B_n * C_n$	E_n	F_n	$G_n = E_n * F_n$	$H_n = (D_n + G_n)$	s_n	a_n	$K_n = H_n * s_n * a_n * m * d / 2$
Problem												
Ingång B	Tillgång till lokala DALY-värden				Maxfaktor (visst år till max år), m				Kategoriskadevärde = summa			$K_i + K_n$
Ingång C	Tillgång till lokal sjukdomsstatistik				Varaktighetsfaktor, d år				Diskonterat kategoriskadevärde			$f(K_i + K_n)$
Ingång D	Annars											

Ingångarna A, B och C syftar på var i tabellen man går in när man har tillgång till data av olika slag respektive när det inte finns tillgång till data från någon extern källa, ingång D.

Uppskattning av antal externt drabbade personer

Uppskattning av antalet människor som kommer att drabbas av ett visst slutproblem är kanske det svåraste och mest osäkra i hela miljöbedömningen.

Antalet drabbade av ett visst slutproblem beror bl.a. på:

- totala mängden utsläpp som bidrar till påverkningskategorin
- hur pass verksamma substanserna är
- vilka koncentrationer som människor exponeras för

Det finns olika sätt att försöka uppskatta antalet drabbade personer på. Det naturligaste sättet är att försöka uppskatta hur många som drabbas idag och med ledning av detta och den historiska utvecklingen anta något om vad som händer i framtiden. Antalet drabbade förväntas vanligtvis följa utsläppens utveckling. För vissa slutproblem har samband mellan utsläpp och påverkan bestämts och kan då utnyttjas för att beräkna gruppskadevärden, tex. utsläpp av mängden x av ett ämne minskar skördarna med y %. Om föroreningar som släpps ut vid olika processer skulle sprida sig jämnt över jorden och man visste i vilka koncentrationer de var farliga kunde man räkna ut hur många som drabbades. I fallet klimatförändring, dvs. ”utsläpp” av CO₂ ekvivalenter, som är ett globalt problem kan man anta en jämn spridning och hitta uppgifter på uppskattat antal drabbade per utsläppt mängd. Inom arbetet med EPS- och EcoIndicator99-metoderna har man tagit fram värden på antal påverkade personer per utsläppt mängd av ett antal olika substanser. Dessa uppgifter har vi delvis utnyttjat.

För många slutproblem saknas uppgifter om globala utsläpp och skador men sökta data kan finnas på lokal eller regional nivå. I många fall kan man ha uppgifter om utsläpp och skador i ett visst område eller land men sakna globala värden. Man tvingas då skala upp resultaten till global nivå för att kunna jämföra med andra problem. I sådana fall är det viktigt att känna till om det finns viktiga skillnader mellan förhållandena i det området man har data för i förhållande till andra områden.

Vid livscykelanalys tar man vanligtvis inte hänsyn till ett utsläppt ämnes geografiska spridning och människors olika exponering som följd av detta utan man räknar med potentiell (maximal) miljöpåverkan för varje ämne. Detta kan sägas överensstämma med försiktighetsprincipen men kan också vara mer eller mindre orealistiskt. Det kan ofta sägas vara en nödvändig förenkling därför att det skulle bli alltför komplicerat att försöka följa spridningsvägarna och studera exponeringsförhållanden för alla utsläpp på olika platser som kan förknippas med livscykeln hos en produkt eller en byggnad.

Om antaganden om jämn spridning och maximal påverkan ter sig orimlig måste man försöka uppskatta hur stor andel av den potentiella påverkan som kan förväntas bero på miljöförändring och minska grupp-skadevärdet i motsvarande grad. I detta ingår då att ta hänsyn till vad man vet om spridningar och människors varierande känslighet för de aktuella substanserna. I Tabell 8 finns kolumnen ”Andel DALY som förorsakas av miljöpåverkan” där minskningen förs in.

Olika slag av påverkan

I EcoEffect har vi alltså intagit positionen att det är påverkan på människor vi bedömer. Även då påverkan gäller ekosystem så ser vi alltså detta som ett bekymmer för människor. Men påverkan på människor kan vara av mycket olika slag. Det kan vara i form av fysiska skador, det kan vara i form av sjukdomar eller psykiska påfrestningar.

När det gäller skador och sjukdomar finns i regel statistik att tillgå men när det gäller andra typer av påfrestningar kan det vara svårare att veta hur många som skall bedömas vara drabbade och på vilket sätt. Psykiska påfrestningar kan tex. vara allt ifrån enerverande ljud (alltså inte skadligt) till stress och oro för att bli uppsagd, förlora inkomster eller förlora värde på egendom till följd av miljöpåverkan. Försurning resulterar tex. i minskad skogsproduktion. I ett sådant fall har vi först tagit reda på hur många som sysselsätts inom skogsbruket och sedan hur stor produktionsförlusten till följd av försurningen är. Om produktionsförlusten är x% har vi vid beräkning av grupp-skadevärdet räknat med att motsvarande andel av de sysselsatta förlorat sitt arbete. Det ger alltså ett antal personer som multipliceras med störningsvikter för ”förlorat arbete” och tiden för arbetslösheten vilket ger underlag för beräkning av skadevärdet.

Ett annat exempel är övergödningens effekter som bl.a. leder till grumligare vatten och algbloomning. Konjunkturinstitutet har i en skrift om svenska miljöräkenskaper⁵² tex. uppskattat värdeminskningen för strandfastigheter pga. detta. Vi har utnyttjat dessa uppgifter och formulerat störningsvikter för olika intervaller av värdeminskning.

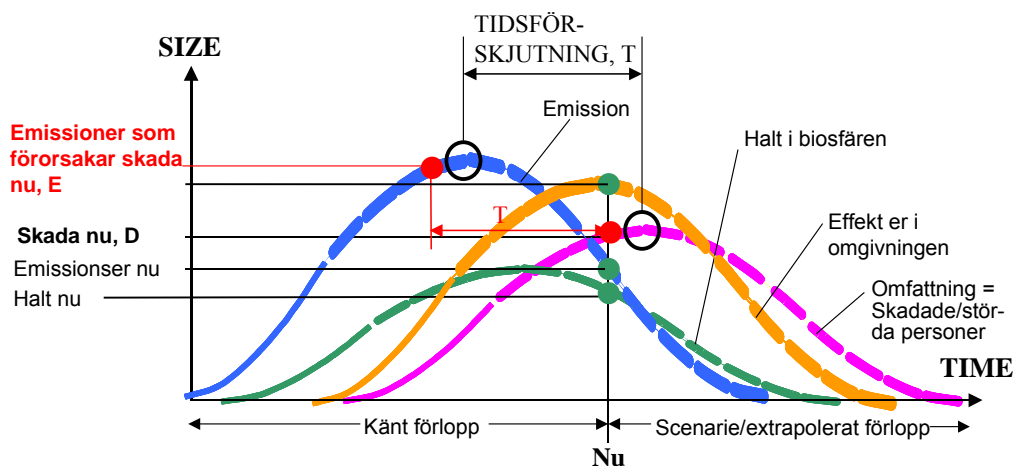
Tidsförskjutningar och scenarier

Har man väl uppskattat antalet drabbade ett visst år för en viss sorts problem blir nästa fråga om detta antal kan förväntas öka eller minska under kommande år och hur länge effekterna kommer att bestå. Beträffande varaktigheten så

⁵² Konjunkturinstitutet *Svenska miljöräkenskaper för kväve och svavel. En utvärdering av FNs miljöräkenskapsuppställningar. Sveriges kostnader för kväveutsläpp. Värderingsstudier. Rapport 1998:9.*

finns uppskattningar gjorda för de flesta miljöproblem i boken "Läker tiden alla sår?"⁵³.

Det är emellertid ofta uppenbart att uppskattningar av antal drabbade ett visst år inte bara beror på utsläppsmängd just detta år, dvs. samband mellan utsläpp och antal drabbade kan inte användas rakt upp och ner. I regel föreligger det en tidsskillnad mellan emission och skada. Vår ambition har varit att försöka ta hänsyn till detta genom analys av utsläpp-effektkurvor av det slag som visas i Figur 14.



Figur 14. Möjliga relationer från emission till skada. Skadekurvan representerar antal negativt påverkade personer.

Om en effekt, som har ett samband med en emission, har kulminerat eller tidsförskjutningen är obetydlig kan man få fram ett samband mellan utsläpp och antalet påverkade människor enligt figuren. Om så inte är fallet kan man eventuellt använda förändringar i halter i miljön, som CO₂-halten i atmosfären, eller effekter, som genomsnittstemperaturens stegring, och därigenom uppskatta tidsförskjutningen för att få en uppfattning om det önskade sambandet. När det gäller uttunning av ozonskiktet har t.ex. Eco-Indicator 99⁵⁴ beräknat antal drabbade per % uttunning av ozonskiktet. I EPS⁵⁵ använder man statistik över samband mellan utsläpp och skador för vissa år. När flera emissioner bidrar till samma effekt kan man använda den emission som bedöms bidra mest till effekten eller eventuellt summerade ekvivalenter om data finns tillgängliga, dvs. få fram måttet antal drabbade per utsläppt ekvivalent.

För var och en av de i EcoEffect behandlade externa påverkanskategorierna har vi sökt efter värden på den historiska utvecklingen av utsläpp, effekter och skador. Detta har gjorts i första hand för att få en grund till antaganden om den framtida utvecklingen. Någon regelrätt analys av den typen som visas i Figur 14 har vi emellertid ännu inte fått fram tillräckligt med data för.

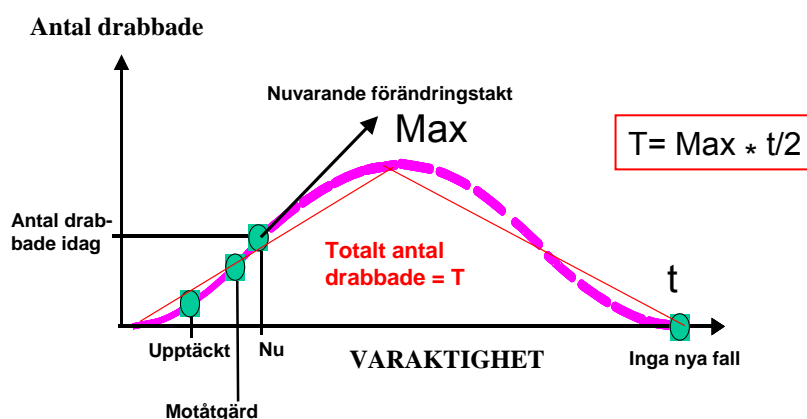
⁵³ Bernes C *Läker tiden alla sår? – Om spåren efter människans miljöpåverkan*. Naturvårdsverket Förlag, 2001.

⁵⁴ Goedkoop M, Spriensma R. *Eco-indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment* (en utförlig beskrivning av metoden kan laddas ner gratis från hemsidan www.pre.nl/download/EI99_methodology_v2.pdf)

⁵⁵ Steen B. *A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS). Version 2000 – Models and data of the default metod*. CPM rapport 1999:5, Chalmers University of Technology, Environmental System Analysis.

Uppskattning av antal drabbade människor

Det vi vanligtvis kan få fram är antalet drabbade av en viss miljöpåverkan under ett visst år eller för ett antal år tillbaka, tex. via uppgifter om vilken koncentration av ett ämne som behövs för att ge en skada och hur mycket av motsvarande ämne som släppts ut under ett år. Vad som händer i framtiden måste baseras på scenarier och prognoser. Kurvor över antalet drabbade med tiden kan förväntas stiga till en tidpunkt då de kulminerar och därefter sjunka för att förhoppningsvis gå mot noll i en framtid, Figur 15. Noggrannheten i sådana kurvor måste alltid bli låg, i synnerhet för långsiktiga och globala effekter, som kan sträcka sig över århundraden. Det går helt enkelt inte att veta vad som kommer att hända i en avlägsen framtid varför varje långtidsscenario speglar vår tids förväntningar och förhoppningar. Det förekommer sällan att man grundar långsiktiga beslut gällande framtiden på negativa scenarier.



Figur 15. Uppskattning av antalet drabbade av en viss miljöpåverkan med ledning av historiska och för framtiden antagna data.

Ytan under ”skadekurvan” i Figur 15 representerar det totala antalet drabbade av en viss miljöpåverkan över tiden. Det enklaste sättet att approximera detta antal är med en triangel. Det krävs då att man känner till det maximalt antal drabbade under den period påverkan pågår samt hur lång denna period är. Varaktigheter har vi i huvudsak hämtat från Bernes⁵⁶. Med en approximation till en triangel spelar det ingen roll när maxvärdet inträffar eftersom triangelarean får samma värde. Det spelar alltså ingen roll om kurvan är skev men approximationen kan bli bättre eller sämre beroende på skevheten. Man kan också notera att triangelytan motsvarar en rektangelyta med samma bas och halva höjden, dvs. motsvarar att halva maxantalet personer i kurvan drabbas varje år under hela varaktigheten.

Vi menar att den här förenklingen ger en för ändamålet tillräcklig approximation när kurvan över drabbade har en startpunkt, en slutpunkt och bara ett maximum. Maximala antalet drabbade uppskattas utifrån när tillhörande emissioner kulminerar (med eller utan tidsförskjutning) och sambandet mellan ett utsläppsförlopp och antal drabbade.

⁵⁶ Bernes C *Läker tiden alla sår? – Om spåren efter människans miljöpåverkan*. Naturvårdsverket Förlag. 2001.

För dödliga sjukdomar innehåller DALY-värdena för ett visst år två antal drabbade, dels de som dör under året och dels de som är sjuka någon tid under året, dvs. man måste få värden bägge antalen.

Eftersom antalet DALY är kombinationen av antal påverkade och allvarligheten för var och en av de drabbade, vilket bestäms av konstanter kopplade till varje slutproblem (jfr Tabell 4), kommer en kurva med DALY på y-axeln och varaktigheten på x-axeln ha samma form som Figur 15. Den kulminerar också vid samma tidpunkt. Därför kan gruppsskadevärdet beräknas på samma sätt som antalet drabbade, dvs. halva maxantalet DALY per år multipliceras med varaktighetstiden. Därför har vi för beräkning av skadevärdet infört en ”max-faktor”, m , som beskriver förhållandet mellan antalet DALY för det år man har data för och det maximala antalet DALY under varaktighetstiden (jfr Tabell 8). En vägledning vid uppskattning av m kan man få ur derivaten för kurvan över antalet drabbade det aktuella året, dvs. förändringstakten jämfört med tidigare år, Figur 15.

Diskontering

Inom ekonomins område är räntan accepterad. Det innebär att man prioriterar pengar i handen framför att få dem vid ett senare tillfälle och är beredd att betala en avgift, ränta, för detta. Ju längre tidsutdräkt för ett lån desto högre blir avgiften. Det innebär att samma belopp inte har samma värde över tiden. Omvänt kan man för varje räntesats beräkna nuvärdet av tex. 1000 kr om 10 år. Ett liknande sätt att diskontera framtida miljöskador kan diskuteras. Diskonteringen innebär att en beslutsfattare prioriterar upp närliggande problem i förhållande till mer avlägsna.

I EcoEffect är alltså det potentiella antalet drabbade personer av varje sorts miljöpåverkan en viktig utgångspunkt för beräkningar av gruppsskadevärden. En miljövärdering av en fastighet eller byggnad skall kunna ge underlag för diskussion och prioriteringar gällande miljöpåverkan i stort och i smått. Ett lokalt problem som drabbar ett mindre antal individer under en begränsad tid får med gruppsskadevärdet som viktningssgrund en mycket mindre betydelse än ett globalt problem som förväntas drabba många människor under lång tid. I princip tycker vi att detta är riktigt och rimligt men frågan är om relationerna som denna viktning ger upphov till svarar mot hur vi ser på omvärlden och våra möjligheter att agera.

En lokal beslutsfattare har ett begränsat aktionsutrymme i tid och rum och kan vanligtvis förväntas prioritera närliggande problem som ger synliga resultat. Om han/hon har att ta ställning till en fråga där en miljöbedömning säger att de långsiktiga och osynliga aspekterna bör prioriteras i förhållande till de närliggande och synliga blir ett beslut i enlighet med miljöbedömningen svårt. Fördelarna och argumenten måste vara starka för att kunna försvara prioritering av de långsiktiga effekterna. Därför är det viktigt att en miljöbedömnings prioritering framstår som rimlig i sitt sammanhang.

Ju längre tid det tar innan ett problem förväntas bli akut desto osäkrare blir också dess konsekvenser. Med tiden kan t.ex. förutsättningarna för att undanröja ett framtida förväntat problem förbättras så att det, sett i backspegeln, hade varit bättre att åtgärda det närliggande problemet. När det gäller miljöproblem

är det många som sätter förhoppningar till att framtida teknik skall lösa problem som genereras idag. Med den utgångspunkten blir det mindre angeläget att vidta åtgärder nu. Utan diskontering kan vi också skjuta miljöåtgärder på framtiden utan att begå något fel eftersom ett problem bedöms lika allvarligt oberoende av när det infaller i tiden. Men sparar man resurser för framtida insatser kan det senare komma att visa sig att dessa tagits i anspråk för annat som just då ansågs viktigare. Ur etisk synvinkel kan man emellertid hävda att varje tid och samhälle måste göra allt som står i dess makt för att minska den miljöpåverkan som man förorsakar och kan drabba andra - på andra platser eller i en framtid.

Vad gäller människors hälsa och välfärd är diskontering inte lika självklar som ifråga om pengar. Ur moralisk synvinkel måste ett liv idag vara lika mycket värt som ett i framtiden. Men i praktiken agerar vi inte så. Vi skickar tex. inte iväg en stor del av våra sjukvårdsmedel till platser där de skulle kunna rädda eller bota många fler än här hemma. Då handlar det också om värderingar kring rådighet över resurser där de skapats och om möjligheterna att skapa långsiktig utveckling och överlevnad. DALY-systemet innehåller åldersviktning dvs. en modell för hur man kan värdera unga människors hälsa i förhållande till äldres. I takt med sjukvårdens sinande resurser har det blivit mer accepterat att tala om att resurser skall fördelas efter ett sådant synsätt. I trängda lägen prioriterar nog de flesta efter någon slags närhetsprincip i tid och rum, t.ex. i ordningen släkt, vänner, landsmän osv.

Diskontering är en omdiskuterad fråga bland dem som arbetar med LCA. Hellweg et al (2003)⁵⁷ konstaterar att diskontering i stort accepteras i samhället men refererar också till etiska invändningar mot detta. De accepterar ändå en diskontering gällande långtidspåverkan, men menar att diskonteringsfaktorn bör ligga nära noll för att tillgodose "vanlig etisk standard". Ju lägre diskonteringsfaktor man använder desto längre tidshorisont inkluderas. Med diskonteringsfaktorn 0,01% blir tidshorisonten omkring 100 000 år, dvs. diskonteringen ger påtaglig effekt under så pass lång tid.

Diskontering eller inte rymmer alltså såväl etiska som praktiska frågeställningar där syftet med en miljöbedömning bör få avgöra ställningstagandet. Syftar den till att analysera miljöproblem och deras relationer över tid bör kanske de etiska aspekterna överväga och diskontering undvikas. Syftar miljöbedömningen till att utgöra underlag för aktuella beslut kan man motivera en diskontering som ger relationer mellan prioriteringar i tid och rum som uppfattas rimliga idag. I EcoEffect har vi beslutat att beräkna både odiskonterade och diskonterade gruppskadevärden (jfr Tabell 8).

Har man accepterat diskontering som princip så återstår ändå frågan vilken diskonteringsfunktion man skall använda. Detta blir ett subjektivt val vilket också innebär att valet av diskontering blir subjektivt. De funktioner som används inom den ekonomiska sfären baseras på nuvärdesberäkningar (omvänd ränta på ränta) där kalkylräntan väljs efter ränteförhållandena i tiden. Typiska kalkylräntor ligger på 5-7%. Det anses fungera bra med de tidshorisonter och belopp som vanligtvis är aktuella, kanske upp till en kalkyltid på 50 år och be-

⁵⁷ Hellweg S, Hofstetter TB, Hungerbühler K. *Discounting and the Environment- Should current Impacts be Weighted Different than Impacts Harming Future Generations*. Int. J LCA 8 (1)8 – 18 (2003)

lopp som högst handlar om miljonbelopp. Miljöfrågornas tidshorisonter gäller många hundra kanske upp till tusentals år och globala gruppskadevärden kan handla om mångmiljardbelopp räknat i DALY. Då fungerar nuvärdesberäkningar enligt gängse ekonomisk standard sämre.

Det vi vill uppnå med diskonteringen är att lokala miljöproblem, som kan drabba ett begränsat antal människor under relativt kort tid, ändå skall kunna jämföras med globala problem som kan drabba miljontals människor under lång tid. Det är sådana prioriteringar vi ställs inför idag. Utan diskontering försvinner betydelsen av alla närproblem i de stora globala miljöproblemen, såsom klimatförändringen. Vad som kan anses utgöra rimliga relationer måste ses mot bakgrund av hur människor idag uppfattar omvärlden, dvs. som överensstämmer med vårt sätt att tänka och agera. För att få en överblick över detta har vi ställt upp en tabell över ”närhetsrelationer”, Tabell 9.

Tabell 9. Upplevda närhetsrelationer

Mänskliga tidsrelationer		Personrelationer		Miljöpåverkan - tid	
Aspekt	År	Aspekt	Ant. pers.	Skadetid	År
Planering i företag	1-5	Familj/släkt	<50	Oljeutsläpp i havet	1
Nationella miljömål	25	Nära vänner	<10	Nedskräpning	10
Närhet i värderingar	25	Välbekanta	<100	Försurning	50
Minne av personer	50	Stadsdel/ort	<1000	Övergödning	300
Kontakt med efterkommande	50	Stad	<1 000 000	Klimatförändring	500
Genomsnittlig livslängd	80	Land	<50 000 000	Radioaktivt avfall	100 000
Kunskap om släktled	<200				

Relationer till människor och företeelser i tid och rum kan vi ha för perioder uppåt 100 år och 100 personer medan nära relationer gäller betydligt färre. Visserligen kan miljöpåverkan sträcka sig upp till ca. 100 000 år. En tidsperiod på 100 000 år har vi svårt att föreställa oss som lever på 2000-talet. En folkmängd på 100 000 personer har vi något lättare att förstå vad det innebär även om det är i överkant (Globen i Stockholm rymmer 16 000 personer). En person som i 50 årsåldern dör i cancer ger ett DALY-värde på ca 30. En familj på 5 personer som dör i en bilolycka ger ett DALY-värde på ca 300. DALY-värdet för globala miljöproblem som sträcker sig över hundratals år överstiger hundratals miljarder.

Diskonteringen syftar alltså till att göra en närhetsprioritering som rimmar med hur människor agerar och uppfattar sin omvärld. Det går naturligtvis inte att ange exakt hur en sådan diskontering skall se ut. Varje val av funktion eller diskonteringsfaktor är subjektiv och kan bara bedömas efter hur rimliga resultaten uppfattas, dvs. hur relationen mellan värdet av närliggande och avlägsna problem ter sig för en majoritet av människor. Om man anser att närhetsprioritering är motiverad är det viktigt att hitta en formell beräkning för detta så man inte lockas att anpassa metoden efter önskat resultat. Dvs. accepterar man idén med diskontering på visst sätt så får man också godta resultaten som detta ger.

Om man vill att både närliggande och avlägsna problem skall kunna behandlas i samma modell och ge relationer som upplevs rimliga med hänsyn till prioritering av miljöåtgärder så skall t.ex. klimatförändringen ge ett värde som är **X** gånger större än ett tidsbegränsat lokalt problem. Frågan är alltså vad är ett rimligt värde på **X**? Skall man allokera resurser mellan dessa två problem handlar det om skatter, avgifter och åtgärder för att minska fossilbränsleanvändningen kontra tillfälliga kostnader för att åtgärda ett visst problem. För enskilda fastigheter kan det handla om att åtgärder för att hushålla med energi skall ge en prioritering som uppfattas rimlig gentemot t.ex. åtgärder mot buller, radon etc. Vi tror att om ett avlägset och globalt problem värderas 5-10 gånger högre än ett närliggande och tidsbegränsat problem så kan det uppfattas som rimligt av många. Ligger värdet i intervallet 50-100 och därutöver kommer de närliggande problemen inte synas i jämförelsen.

Vi har provat nuvärdesberäkningar med olika diskonteringsfaktorer och ett antal olika potens och logaritmfunktioner med avseende på deras egenskaper i förhållande till det önskvärda enligt ovan. Så småningom kom vi fram till att en logaritmfunktion kanske trots allt stämmer bäst med dessa önskemål. När vi började fundera över diskontering för något år sedan använde vi just logaritmen fick vi en del kritik för detta, bl.a. uppfattades det som godtyckligt. Vi kunde inte motivera valet med annat än att det var enkelt och att funktionen har en ändamålsenlig form. Efter den nu gjorda genomgången av argument och funktioner känns det emellertid mer relevant att återvända till logaritmen. Relationen mellan närliggande och fjärran problem blir då i storleksordningen 4-5. Det spelar ingen roll om man använder 10 logaritmen eller den naturliga logaritmen eftersom det är relationer vi är ute och resultatet blir detsamma i bägge fallen.

Detta innebär emellertid inte att vi en gång för alla vill hävda att logaritmering är den bästa metoden att hantera närhetsprioriteringen med, men det är en möjlighet som förefaller ge rimliga resultat. Därför presenterar vi tills vidare skadevärden rakt upp och ner men redovisar dem också logaritmerade. Det senare värdet kallar vi för diskonterat skadevärde eftersom det är diskonteringseffekten vi är ute efter.

Man kan också säga att behovet av diskontering är ett resultat av att välja potentiella skador som grund för viktningen. Medan vi är öppna för att ompröva diskonteringen är vi emellertid inte beredda att ifrågasätta skador som värderingsgrund. Vi uppfattar det som riktigt och sunt samt lätt att förklara som princip. Det tvingar också de personer som vill arbeta med viktningsspekterna att i grunden ta reda på så mycket som möjligt om det miljöproblem man vill ge en vikt samt redovisa antaganden om hur problemet kan komma att utvecklas framöver. I Tabell 10 visas beräknade skadevärden totalt och som diskonterade, dvs. redovisade med den naturliga logaritmen av skadevärdet.

Tabell 10. Odiskonterade och diskonterade gruppskadevärden och relationer för några externa påverkanskategorier som behandlas i EcoEffect.

	Totalt skadevärde	I förhållande til klimatförändring	Diskonterat = ln	I förhållande til klimatförändring	Rel vikt
Klimatförändring	109 455 797 917	1,000	25,42	1,00	0,18
Uttuning av ozonlagret	11 856 781	0,000	16,29	0,64	0,12
Marknära ozon	2 315 091	0,000	14,65	0,58	0,11
Försumning	143 824 670	0,001	18,78	0,74	0,14
Övergödning	45 756 070	0,000	17,64	0,69	0,13
Toxiska ämnen	28 156 429 160	0,257	24,06	0,95	0,17
Joniserande strålning	1 084 988 333	0,010	20,80	0,82	0,15

Kommentarer till uppskattningen av antal drabbade

Att uppskatta antalet personer som kan tänkas skadas av en viss miljöpåverkan är naturligtvis ytterst osäkert. Ofta kan vi inte ens avläsa förväntade skador. Att sedan vidare göra en prognos över vad som händer i framtiden ökar osäkerheten ytterligare. Olika scenarier kan väljas men inget kan sägas vara riktigare än ett annat. De andra delarna i EcoEffect metodiken är inte lika osäkra som denna.

Att vi trots svårigheten försökt gå den här vägen beror på att vi uppfattar **skadornas omfattning** som det enda riktigt bärkraftiga argumentet för prioritering mellan olika sorters miljöpåverkan. Principen är klar och tydlig och underlaget kan successivt förbättras utan att metodiken påverkas. Ett sökande efter skador och dess orsaker ger också successiv kunskap om de miljöproblem som vi måste tackla och deras relation till vår egen livsstil och konsumtion. Vidare bör tilläggas att det inte heller är nödvändigt med någon större noggrannhet eftersom utslagen i regel blir väldigt tydliga, vilket framgår av de totala skadevärdena i Tabell 10. De storskaliga och långvariga miljöproblemen får förhållandevis stora gruppskadevärden och därmed en stor tyngd även med en kraftig diskontering. Det viktiga är att resultaten tolkas med försiktighet – de representerar alltid uppskattningar med en stor portion osäkerhet. I allmänhet ger de tydliga indikationer och ökad insikt om miljöpåverkan.

När vi beräknar gruppskadevärdena antar vi att varje individ drabbas lika hårt av samma problem under hela den tid problemet består. Man kan tänka sig att människor vänjer sig vid vissa miljöproblem och därmed upplever dem mindre besvärande med tiden. Mot detta kan invändas att skadan bör mätas mot en situation där problemet inte alls finns. Förutom att det skulle komplicera beräkningarna åtskilligt med glidande personskadevärden tycker vi att det sista argumentet håller. Däremot menar vi att varaktighetstiden för ett miljöproblem skall räknas fram till dess att förhållandena antingen återgått till dem före miljöförändringen började eller tills dess förhållandena ställt in sig på en ny jämviktsnivå. Bortsett från svårigheten att beräkna varaktighetsperioden kan man t.ex. anta att klimatförändringen så småningom kommer leda till att temperaturen kommer att stabiliseras på en högre nivå än tidigare.

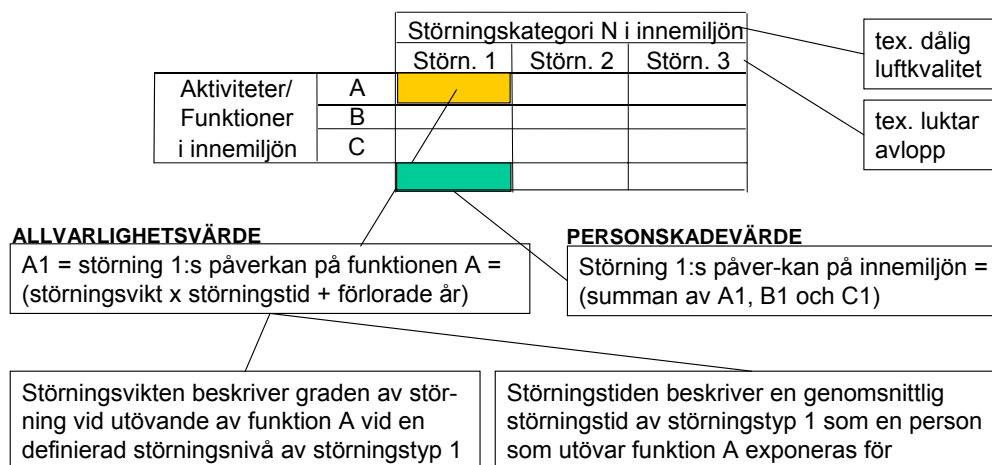
Beräkningarna av gruppskadevärden utförs som om en person bara drabbas av en sorts påverkan. I verkligheten kommer många personer att drabbas av flera miljöproblem samtidigt men där sannolikt något av dem kommer att dominera över de andra, t.ex. en viss sjukdom. Detta kan vi inte ta hänsyn till för närvarande.

Beräkning av interna skadevärden

Den interna miljöbedömningen handlar om risken för enskilda personer att påverkas negativt av omgivningen. För individen som t.ex. drabbas av lungcancer pga. av radon i en byggnad spelar det ingen roll hur många andra som också drabbats av samma sak, dvs. om lungcancer pga. radon är ett stort eller litet samhällsproblem. Frågan om hur många andra som drabbas av samma sak blir ointressant till skillnad från vid extern miljöpåverkan vars följderna vi har ett kollektivt ansvar för.

Beräkning av intern miljöpåverkan beskrevs i ekv. 5 som belastningsvärden (beroende av störningsdosen på fastigheten) multiplicerade med personskadevärden som beskriver graden av störning för varje störningstyp (oberoende av fastigheten).

Principen för jämförelser mellan miljöproblem är att skadan skall sättas i relation till nyttan. Ju större nytta desto större medföljande skada är vi beredda att acceptera. Det är därför man i livscykelanalys jämför miljöbelastningar för samma nytta – funktion. Innemiljöer skapas för att tillgodose funktioner som att utgöra en plats för arbete, sömn, vila, umgänge etc. Förhållanden i omgivningen, tex. buller, stör olika funktioner/aktiviteter olika mycket. Därför är det rimligt vad gäller innemiljön att beskriva utrymmenas olika funktioner och göra bedömningen av störningar för var och en av dem, Figur 16.



Figur 16. Princip för hur personskadevärdet för en viss typ av störning beräknas för en person under hennes livstid.

För varje störningstyp och aktivitet har definierats ett **allvarlighetsvärde** beräknat som DALY per person och aktivitet vid en beskriven störningsnivå. Summan av allvarlighetsvärdena för varje störningstyp (slutproblem) blir dess personskadevärde.

Uttryckt i matematiska termer blir det interna personskadevärdet, pdv_i , för ett visst internt slutproblem i :

$$pdv_i = \Sigma(yld_n) + yll = \Sigma(dw_n * dt_n) + yll \quad \text{ekv 9}$$

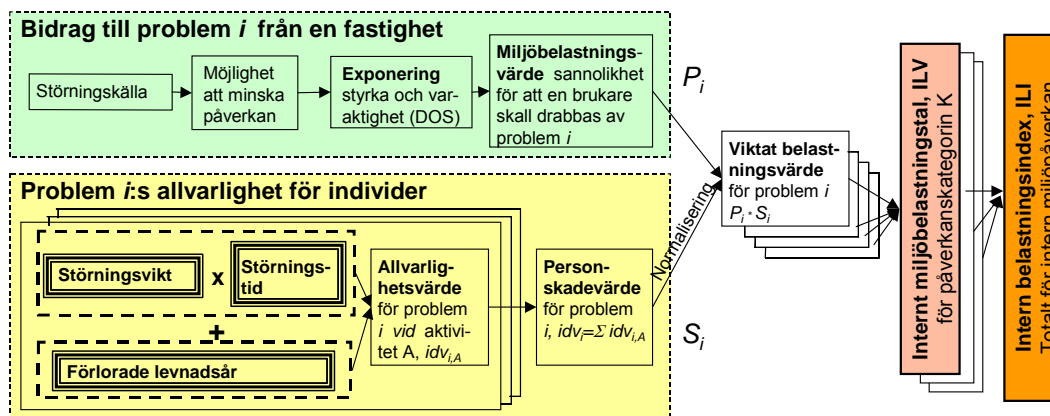
yld_n = genomsnittlig YLD per person för störningen i vid aktivitet n under livstiden

yll = genomsnittligt antal förlorade år per person p.g.a störning i , år

dw_n = störningsvikt (funktionsnedsättningsvikt) för i vid aktivitet n

dt_n = genomsnittlig störningstid för störning i vid aktivitet n

Eftersom den interna miljöpåverkan mestadels inte handlar om sjukdomar utan om obehag eller irritation förorsakad av den fysiska omgivningen i och kring byggnader finns bara i undantagsfall tillgång till statistiska bakgrundsdata för beräkning av personskadevärden. Störningstider får då uppskattas och störningsvikter tas fram speciellt för vårt ändamål. En metodik för detta som vi utvecklats presenteras i avsnitt ”Störningsvikter genom klassificering” nedan. Intern miljöpåverkan är inte dödlig med några få undantag t.ex. lungcancer förorsakade av radon, dvs. normalt är $yll = 0$. På motsvarande sätt som för extern miljöpåverkan kan nu Figur 5 kompletteras med hela bilden av hur intern miljöpåverkan beräknas,



Figur 17. Illustration över hur beräkningarna för intern miljöbedömning utförs i EcoEffect

Bestämning av störningsvikter

För såväl extern som intern miljöbedömning behövs alltså störningsvikter och störningstider. Via de DALY-arbeten som refererats till tidigare hade vi bara tillgång till sådana uppgifter för vanliga sjukdomar. Störningsvikterna var där framtagna av läkare i en komplicerad dialogprocess. Nyckeln till att kunna använda den föreslagna modellen blev därför att utveckla ett enklare men samtidigt trovärdigt sätt att få fram störningsvikter för den typ av mildare och speciella störningar som kan förorsakas av den byggda miljön. Följande avsnitt kommer att beskriva hur vi successivt kommit fram till ett sådant system.

Egenviktning med hänsyn till aktiviteter

En av utgångspunkterna för det fortsatta arbetet var att byggnader är ritade för att vi skall kunna utföra olika aktiviteter (funktioner) där och därför skall vikterna spegla graden av hinder för detta. I ett konferensbidrag utvecklades denna tanke⁵⁸. Här försökte vi beskriva hur olika inomhusfaktorer, som temperatur, luft, ljud ljus etc., kunde tänkas störa olika brukaraktiviteter, Tabell 11. Vikterna sätts i detta försök av oss själva men tanken var att sedan låta en större grupp personer genomföra motsvarande viktning för att på så sätt nå fram till vikter som speglade den allmänna uppfattningen om olika inomhusproblem.

Tabell 11. Beräkning av vikter för inneklimatfaktorer (horisontellt) med hänsyn till olika aktiviteter och deras relativa varaktighet (vertikalt).

Aktivitet	Oacceptabla komfortförhållanden ifråga om					
	Luftkvalitet	Termisk komfort	Buller	Sol och dagsljus	Elbelysning i kök och badrum	
Vertikal fördelning av 100 poäng med avseende på varaktighet ↓	Horisontell fördelning av 100 poäng med avseende på hur störande olika typer av komfortproblem är →					
	A	B	C	D	E	F
Sova	25	25	15	60	0	0
Koppla av, se på TV	20	20	20	40	20	0
Äta, laga mat	15	25	20	20	20	15
Studera, läsa	15	20	20	40	20	0
Umgås	10	25	25	30	20	0
Personlig hygien	10	30	30	10	10	20
Hushållsarbete	5	15	10	5	30	20
Summa		$\Sigma A*B$	$\Sigma A*C$	$\Sigma A*D$	$\Sigma A*E$	$\Sigma A*F$
		2325	1975	3625	1450	525
Relativ vikt	1	0,2	0,2	0,4	0,15	0,05
Diskonterad risk	0,005	0,001	0,001	0,002	0,00075	0,00025

⁵⁸ Westerberg U, Glaumann M. *Weighting health risks in buildings and outdoor environment*. Sustainable building 2002. Byggeforsk. Norge

Här har viktningen skett genom fördelning av poäng, dels vad gäller aktiviteternas genomsnittliga varaktighet och dels med avseende på hur pass besvärande störningen är vid respektive aktivitet. Här introducerades också en tidsdiskontering utifrån det faktum att hälsorisker som visar sig direkt vanligtvis uppfattas som mycket mer hotande än de som visar sig först i framtiden. Risken med rökning är ett typexempel på detta. Exemplet presenterades för att diskutera viktningssprinciper och själva poängfördelningen är skönmässigt gjord. Vad oacceptabel störning ifråga om intensitet och varaktighet diskuterades emellertid inte på det här stadiet.

Vikter erhållna genom enkät

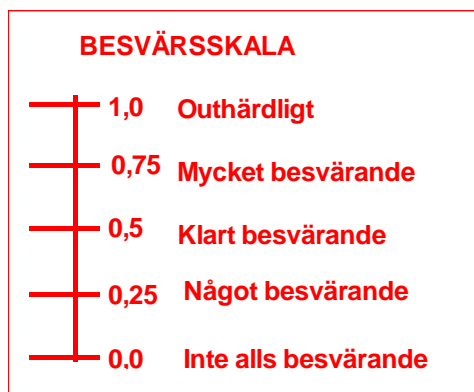
För att få ökad förståelse för hur pass besvärande negativa egenskaper hos byggnader och tomtmark upplevs mer generellt, genomfördes en enkätundersökning inom projektet i början av 2003. Tanken var också att denna pilotundersökning skulle kunna ge underlag för störningsvikter för interna slutproblemen.

Inom bostadsforskningen har värderingar av motsatsen mot störningar, dvs. boendekvaliteter, studerats av många. Rymligt kök, goda förvaringsutrymmen och planlösningar, bra ljudisolering och balkong/uteplats är egenskaper som värderats högt i olika typer av undersökningar under åtminstone ett par årtionden⁵⁹. Då vårt intresse låg i att få reda på mer om upplevelser av de mer specifika problem som EcoEffect tar upp fann vi det omöjligt att utnyttja redan genomförda studier. Vidare kan man inte dra några långtgående slutsatser angående brister utifrån kvaliteter. Dessutom har de studier som finns gällt bostäder. Några motsvarande studier för arbetsplatser har vi inte funnit. Detta resulterade i att vi ansåg det nödvändigt att ta fram en egen enkät, vilket också skulle förbättra möjligheterna för oss att få svar på exakt det vi ville.

Genomförande av enkäten

Enkäten som bygger på metodiken ”stated preferences” utformades genom ett antal mindre seminarier samt genom provenkäter till ett antal respondenter. Enkäten var utformad så att de som svarade ombads att sätta värden mellan 0,0 och 1,0 (med intervall på 0,05) på ett antal förutbestämda byggnadsrelaterade problem/brister enligt besvärsskalan i Figur 18. Enkäten återfinns i sin helhet i bilaga 3.

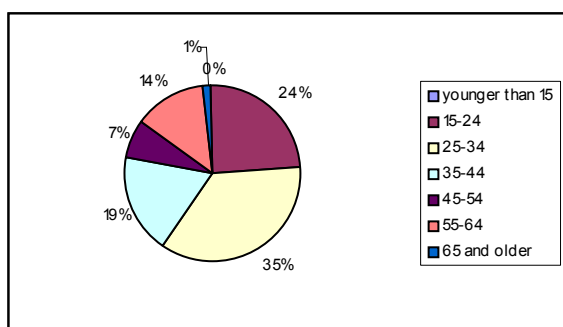
⁵⁹ T ex. Boalt, 1974; Redvall, 1987; Lind och Bergensträhle, 2002



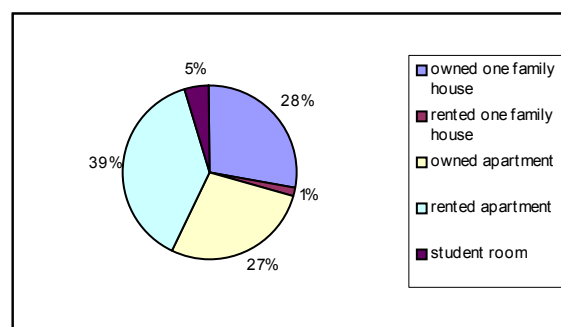
Figur 18. Den besvärsskala som användes i viktningenkäten

Problemen/bristerna var först och främst uppdelade på bostad respektive arbetsplats. Inom respektive område var de dessutom grupperade i tre grupper; närmiljö, innemiljö, utemiljö. Respondenterna ombads att tänka sig in i situationen att man fritt kunde välja bostad i flerbostadshus respektive en kontorsarbetsplats. Vilka problem/brister skulle man då värdera som mest respektive minst störande? Det avslutande steget bestod i att jämföra de problem/brister som erhållit högst respektive lägst värde i varje grupp (närmiljö, innemiljö, utemiljö) och därmed justera värdena så att alla resultat blev inbördes jämförbara. Dessutom ombads respondenterna att på en separat sida värdera hur störande byggnadsrelaterade hälsoproblem upplevs.

Enkäten utformades för att besvaras digitalt i en excelfil. Ca 250 svar har samlats in, hälften från vänner och bekanta till forskargruppen, hälften från studenter vid Gävle högskola. Urvalet är därmed en aning skevt med avseende på förmåga att arbeta med datorer, akademisk utbildning och att man kan tala svenska. Urval med avseende på ålder och nuvarande boende visas i Figur 19 och Figur 20.



Figur 19. Åldersfördelning i urvalet



Figur 20. Nuvarande boende

Bortfallet beror i första hand på att besvärsskalan inte utnyttjades konsekvent av respondenterna i hela enkäten. 0,5 för ett visst problem motsvarades t.ex. inte av samma störningsupplevelse för ett annat problem som också fått vikten 0,5. Enkäten innehöll en kontrollfunktion för detta men ett antal av respondenterna använde inte denna. Resultaten grundar sig därmed på 150 besvarade enkäter.

Resultat

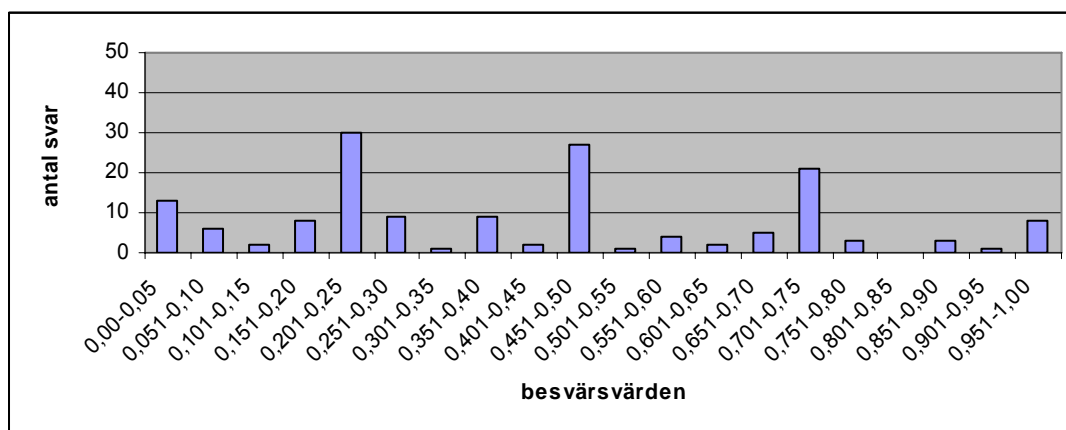
Tabell 12 visar beräknade medelvärden och standardavvikelser för de studerade problemen och besvären.

Tabell 12. Resultat i form av medelvärden och standardavvikelser för vikterna erhållna från enkäten.

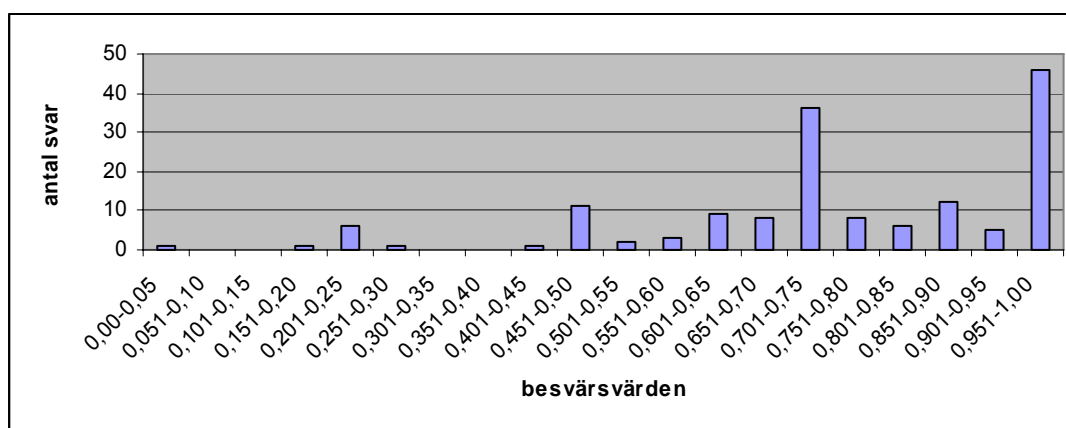
Problem/besvär	Medelvärde		Standardavvikelse	
	Lägenhet i flerbostads-hus	Arbetsplats på kontor	Lägenhet i flerbostads-hus	Arbetsplats på kontor
Närmiljö				
Närmiljön – gemensam uteplats (bänkar, lekredskap, etc) saknas/uteplats med sittmöjligheter saknas	0,36	0,36	0,24	0,24
Närmiljön – träd och växtlighet saknas i stort sett	0,61	0,43	0,26	0,26
Lägenheten - saknar balkong eller privat uteplats	0,64	-	0,29	-
Lägenheten/arbetsrummet – saknar utsikt (ligger lågt eller instängt)	0,64	0,54	0,25	0,25
Lägenheten/arbetsrummet – har insyn utifrån/ger ingen avskildhet	0,59	0,61	0,24	0,24
Lägenheten – har en dålig planlösning	0,65	-	0,23	-
Innemiljö				
Ventilation – det luktar ofta rök eller matos (från grannar)	0,78	0,73	0,21	0,22
Värme – lägenheten/arbetsrummet är ovanligt kallt på vintern	0,68	0,7	0,22	0,22
Ventilation – inomhusluften känns ofta instängd	0,66	0,69	0,22	0,22
Ljud – det är lyhört från trapphus och grannar/röster och ljud från omgivningen hörs tydligt	0,64	0,49	0,22	0,22
Ljus – lägenheten/arbetsrummet är mörkt (lite dagsljus)	0,61	0,62	0,25	0,23
Ljud – installationsljud är påtagligt (t ex. ventilation, vitvaror, rör)/ventilationen bullrar störande	0,6	0,64	0,21	0,21
Värme – lägenheten/arbetsrummet är ovanligt varmt på sommaren	0,59	0,66	0,25	0,22
Ljud – ljud från trafik hörs tydligt/trafikbuller hörs tydligt inne	0,58	0,57	0,24	0,23
Ljus – kök och vardagsrum får sällan in sol	0,53	-	0,25	-
Ljus – allmänbelysningen är dålig	-	0,68	-	0,22
Utemiljö				
Balkongen/uteplatsen utsätts ofta för lukt (t ex. från verksamhet, restaurant)	0,6	0,48	0,24	0,26
Balkongen/uteplatsen är bullerstörd (trafik eller verksamhet)	0,58	0,49	0,24	0,26
Balkongen/uteplatsen är oftast skuggig (ingen solbelysning)	0,55	0,39	0,24	0,25
Balkongen/uteplatsen är blåsig	0,51	0,44	0,26	0,27
Balkongen/uteplatsen blir smutsig (t ex. damm från trafik)	0,49	0,38	0,24	0,25
Hälsa				
Du har huvudvärk (migrän)	0,82		0,21	
Du har besvär med andningen (astmatiska besvär)	0,76		0,23	
Du har ont i öronen (öroninflammation)	0,70		0,23	
Du har klåda, sveda, irritation i ögonen	0,64		0,23	
Du har kraftig förkylning	0,57		0,23	
Du har värk i leder eller muskler	0,57		0,23	
Du har utslag som kliar	0,52		0,25	
Du har irriterad, täppt eller rinnande näsa	0,46		0,25	

Medelvärdena ger en allmän bild över hur problemen värderas av de 150 personerna.

Generellt visar våra resultat en relativt stor spridning med standardavvikelser på mellan 0,20 och 0,29. Spridningen visas i två exempel från undersökningens material illustreras, dels på en fråga där standardavvikelsen är bland den största (uteplatsen är blåsig – arbetsplats, Figur 21) och en där standardavvikelsen är mindre (ventilation – det luktar ofta rök eller matos från grannar, Figur 22) i undersökningen.



Figur 21. Frekvenshistogram för frågan om uteplatsen är blåsig – arbetsplats



Figur 22. Frekvenshistogram för frågan "det luktar ofta rök eller matos från grannar - bostad

Det framgår att materialet knappast uppvisar någon tydlig normalfördelning. Att beräkna aritmetiska medelvärden kan då bli missvisande. För bostäder samt några av arbetsplatsproblemen är skillnaderna mellan medelvärden och medianvärden förhållandevis stora.

Lärdomar av enkätundersökningen

Den finns flera möjliga orsaker till den stora spridningen i svaren. Först och främst förekommer en naturlig spridning eftersom människor har skilda erfarenheter av olika problem. Detta gör att olika människor i viss mån värderar byggnadsrelaterade problem på olika sätt. Men för många av problemen går det att urskilja gemensamma värderingar, exempelvis när det gäller frågan om rök och matos, Figur 22.

För att relatera till tidigare diskussioner i detta kapitel kan man anta att svaren speglar helhetsintryck, dvs. gäller både en värdering av problemets intensitet och varaktighet. De formuleringar som respondenterna ombetts värdera ger ett utrymme för individuella tolkningar av båda dessa faktorer vilket troligen ger upphov till en större spridning av svaren. För att minska denna spridning och säkerställa att de som svarar gör en mer likartad tolkning är det uppenbart att

en mer stringent och tydlig beskrivning av problemet måste göras. Inledningsvis fanns en tanke om att viktningsenkäten skulle kunna användas för att generera störningsvikter för de olika problemen. Det tidigare uppmärksammade problemet om att belastningsvärde 3 (stark störning) bör vara det man jämför för de olika problemen aktualiseras här eftersom problembeskrivningarna i enkäten inte var så tydliga.

En ytterligare orsak till spridningen är att det avslutande momentet i enkäten som handlade om att jämföra problem från olika grupper misstolkades eller rentav hoppades över av många. Detta illustrerar den svåra balansgången vid enkätutformning mellan att skapa formuleringar som gör att man lyckas mäta det man vill mäta och att frågorna och strukturen samtidigt är så enkel att folk svarar.

Enkäter, som den som redogjorts för här, kan användas för att dra generella slutsatser kring hur olika problem eller kvaliteter i boendet och på arbetsplatsen värderas av vanliga människor. För att få fram störningsvikter var vi emellertid ute efter att finna ett system som också skulle kunna möjliggöra att enkelt få fram vikter för nya och mer väldefinierade problem. Nästa avsnitt tar upp hur vi gick vidare efter enkätundersökningen.

Funktionsvikter inom sjuk- och hälsovården

Störningsvikterna i ”The Global Burden of diseases”⁶⁰ fastställdes av grupper av läkare med hjälp av s.k. ”Person Trade Off”-teknik (PTO), vilken påminner om den politiska prioriteringsprocessen där en given budget ska fördelas mellan insatser för att behandla/förebygga olika slags sjukdomar. I detta förfarande ingår förutom att väga grupper av sjuka individer mot varandra också att rangordna olika sjukdomar i förhållande till deras genomsnittliga allvarlighet. Idén med störningsvikter kan sägas vara härledd ur det s.k. QALY-systemet (Quality Adjusted Life Years⁶¹), som ger ett sammanvägt mått på livslängd och livskvalitet. Har man varit fullt frisk hela livet ger det QALY-vikten 1,0. Ju fler år man varit sjuk och ju mer handikappad man varit under den tiden desto lägre QALY-vikt ända ner till 0. De aspekter av livskvalitet som beaktas har textspecificerats i EuroQol (European Quality of Life Scale)^{62,63} som ger ett allmänt hälsoindex beräknat utifrån bedömningar inom fem områden.

Störningsvikter fastställda genom PTO-teknik ger inte riktigt samma värden som om man låter människor intuitivt placera in sjukdomar på en linjär skala. En sådan enkel linjär skala (rating scale) kallas VAS (Visual Analogue Scale).

⁶⁰ Murray CJL, Lopez AD (1996). *The global burden of Disease*. Cambridge MA, Harvard University Press 1996

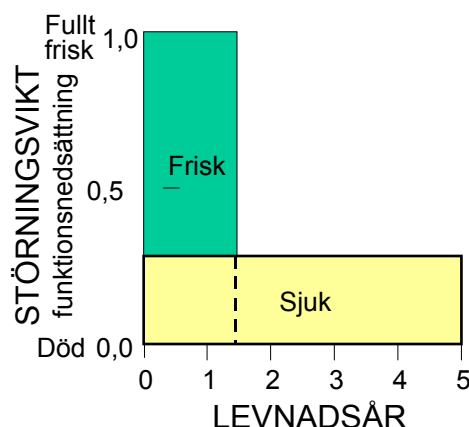
⁶¹ What is Qaly? Vo1. No 6 URL. <http://www.evidence-based-medicine.co.uk/ebmfiles/WhatisaQALY.pdf>

⁶² Brooks R. *EuroQol: the current state of play*. Health Policy 1996;37:53-72

⁶³ Information about the EuroQol Group, membership and research activities, details of EQ-5D development and current status. URL. <http://www.euroqol.org/>

I bl.a. Nederländerna⁶⁴ har en nationell studie genomförts för att få fram funktionsvikter och jämföra dessa med värden publicerade i ”The Global Burden of Diseases.”⁶⁵. Man använde alltså samma teknik för att få fram störningsvikter som i den senare, vilken består av tre olika moment, två med PTO teknik och en med VAS teknik. PTO-bedömningar görs först individuellt och sedan i grupp varpå man sammanjämför resultaten. Därefter görs VAS-bedömningen och man funderar över om dess resultat ger anledning att revidera PTO-resultatet. PTO-bedömningarna utgör alltså grunden för störningsvikterna även efter justeringsprocessen.

I PTO-metoden väger man t.ex. värdet av ett antal friska år mot ett större antal sjuka år i den bedömda sjukdomen, Figur 23, dvs. man utgår från att ett år med en sjukdom inte är lika mycket värt som ett friskt år. Man ökar successivt antalet sjuka år tills de som gör bedömningen inte längre kan avgöra om de sjuka eller friska åren är mest värda. Det görs på två sätt, PTO1 och PTO2. I första fallet handlar det om att direkt jämföra ett antal sjuka och friska personer mot varandra och i det senare fallet att förlänga antalet friska år för friska personer mot att få sjuka personer att tillfriskna. För att konkretisera frågeställningen utgår man ofta från att man har en given mängd resurser som man kan satsa på antingen den ena eller andra gruppen.



Figur 23. Vid PTO (Person Trade Off) viktning jämför man t.ex. ett antal friska år mot ett större antal år med viss funktionsnedsättning (sjukdom eller annan störning). Antalet år varierar i en av rektanglarna tills bägge bedöms som lika värda.

PTO-frågeställningarna är mycket teoretiska. VAS-bedömningen är enklare därför att man bara placerar in den bedömda funktionsnedsättningen (störningsgraden) direkt på en skala mellan 0 och 1. I den Nederländska studien använde man PTO1⁶⁶, PTO2⁶⁷ och VAS⁶⁸ och fastställde funktionsvikter för 16

⁶⁴ Stouthard EA et al. *Disability weights for diseases in the Netherlands*. Dep. of Public Health Erasmus University, Rotterdam. The Netherlands 1997.

⁶⁵ Murray CJL, Lopez AD (1996). *The global burden of Disease*. Cambridge MA, Harvard University Press 1996

⁶⁶ I PTO1 vägrade man ett levnadsår för 1000 friska personer mot ett levnadsår för x>1000 personer med en viss sjukdom.

⁶⁷ I PTO2 vägrade man värdet av att N personer tillfrisknar från sjukdomen X för ett år mot 1000 friska + N sjuka i sjukdomen X under ett år.

indikatorsjukdomar* och 37 ytterligare sjukdomar/tillstånd genom interpolation utifrån de förra. För att underlätta bedömningarna beskrevs varje sjukdomstillstånd enligt en utökad EuroQol-skala kallad EuroQol 5D+, Tabell 13 (+ står för tillägg av det sista området kognition, dvs. intellektuell förmåga):

Tabell 13. Funktionsklassning enligt EuroQol 5D+

Påverkansområden	Besvärsklasser		
	1 = Inga problem	2 = Vissa problem	3 = Mkt stora problem
Rörelseförmåga			
Klara sig själv (tvättning, påklädning mm)			
Vardagssysslor (arbete, studier, hushållsarbete, familje-/fritidsaktiviteter etc.)			
Smärta/obehag			
Oro/nedstämdhet			
Intellektuell förmåga (minne, koncentrationsförmåga, förståelse, IQ etc.)			

3 grupper med sammanlagt 38 läkare och en grupp bestående av lekmän genomförde den nederländska viktningsövningen. PTO-metoden användes av alla efter viss övertalning eftersom frågorna ansågs orealistiska i flera avseenden. Fyra personer i läkargruppen gav så annorlunda svar att de inte togs med i sammanställningen. PTO1 och PTO2 resultaten sammanjämkades sedan till ett gemensamt resultat.

Man har konstaterat att det finns en systematisk skillnad mellan störningsvikter framtagna genom PTO-metoden, där man även tar hänsyn till nyttan av resursinsatser, och VAS-metoden där man bara tar hänsyn till problemnivån. Vid lindriga hälsotillstånd är VAS-vikterna systematiskt 10-20% högre än PTO-vikterna, dvs. problemen bedöms större i VAS. Det kan tolkas som att det inte lönar sig att sätta in resurser vid de lindriga tillstånden jämfört med vid de allvarigare, där problemen kan lindras genom medicinska insatser. I Essink-Bot et al 2002⁶⁹ anges följande samband mellan PTO- och VAS-vikter:

$$PTO = 1 - (1 - VAS)^\alpha \quad \text{ekv 10}$$

α = exponent som fått olika värden i olika studier

Alla värden som refererar till den Nederländska studien (Essink-Bot et al) gäller funktionsvikter, dvs. 1 betyder fullt frisk och 0 betyder död, medan vi och Murray et al⁷⁰ använder den omvända skalan, dvs. störningsvikter, där 0 betyder fullt frisk och 1 död. För att undvika sammanblandning skriver vi fortsatt-

⁶⁸ I VAS får man först rangordna de angivna sjukdomarna och sedan ge dem en vikt mellan 0 och 100 där 0 motsvarar död och 100 fullt frisk

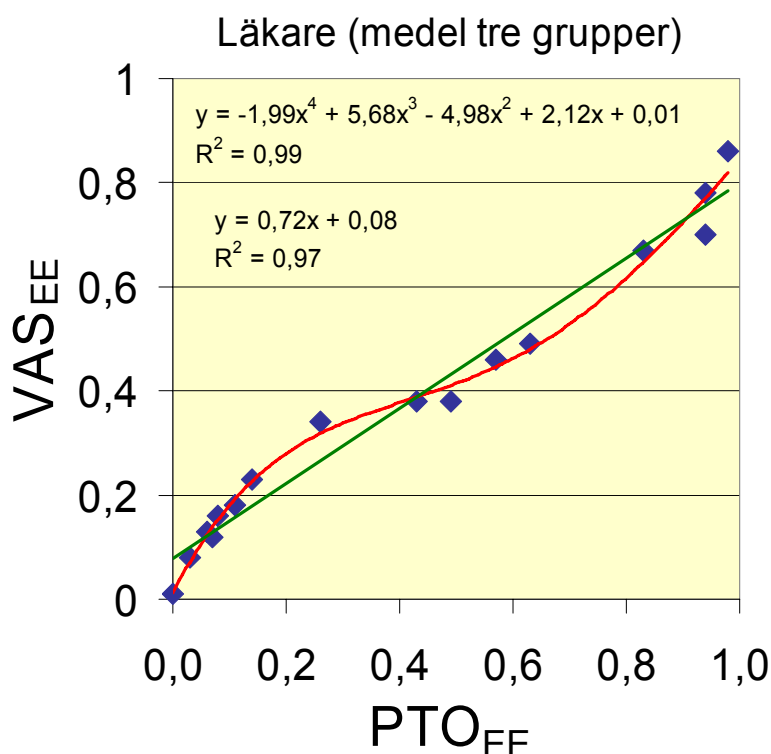
* Indikatorsjukdom avser en sjukdom där PTO-viktning genomförts fullt ut. Funktionsvikter för övriga sjukdomar har man tagit fram genom interpolation mellan indikatorsjukdomarna.

⁶⁹ Essink-Bot ML, Pereira J, Packer C, Schwartzinger M, Burström K & European Disability Weights Group. *Cross-national comparability of burden of disease estimates: the European Disability Weights Project*. Bulletin of World Health Organization 2002, 80 (8).

⁷⁰ Murray CJL, Lopez AD (1996). *The global burden of Disease*. Cambridge MA, Harvard University Press 1996.

ningsvis index NL när det gäller funktionsvikter och index EE när det gäller störningsvikter, dvs. $VAS_{NL}=1-VAS_{EE}$ och motsvarande för PTO.

Vi har beräknat regressionskurvor på det nederländska materialet med både funktionsvikter och störningsvikter för läkargrupperna varav de med störningsvikter visas i Figur 24. En potenskurva enligt ekv. 7 ger dålig anpassning för störningsvikter men gav $\alpha = 0,46$ och $R^2=0,97$ för funktionsnedsättningsvikter. För störningsvikterna ger emellertid en rät linje en lika bra anpassning enligt Figur 24 med undantag för värden när 1 (död). Där skiljer det ca 10-20% mellan VAS och PTO-värdena.



Figur 24. Störningsvikter framtagna enligt VAS- respektive PTO-metoderna för 16 indikator tillstånd satta av 3 nederländska läkargrupper (tot. 34 pers). 2 regressioner med olika noggrannhet Data från Essink-Bot et al.

För lekmangruppen blev den linjära anpassningen ungefär likadan men potensanpassningen bättre. I det Europeiska projektet har man tagit fram α -värdet i ekv. 7 efter genomförda klassningar i olika Europeiska länder. Det varierade mellan 0,41 och 0,69 för sex länder. Den stora variationen reser frågan om hur tillförlitliga de använda metoderna för ta fram störningsvikter är, framför allt PTO-metoden som använts som huvudspår. Av den nederländska beskrivningen framgår att det är en svår metod och att flera av deltagarna reagerade mot förfarandet. Spridningen i resultatet kan betyda att frågorna och sjukdomsbeskrivningarna uppfattats något olika av olika individer i bedömningsgrupperna.

Ofta har läkare ansetts sätta funktionsviktningar enklast och bäst eftersom de känner till sjukdomarna. Ju bättre sjukdomarna/besvaren beskrivs för bedömningspaneler med lekmän desto mer närmar sig en lekmanbedömning läkarbedömningen konstateras det inte oväntat i den nederländska studien. Därför

kan det räcka med att det är läkare som beskriver de hälsotillstånd som skall ge funktionsvikter. Sedan kan själva vikterna beräknas eller sättas av andra.

En jämförelse mellan hur läkare och lekmän i den nederländska studien satte sina funktionsvikter pekar ändå på vissa systematiska skillnader i bedömningarna. Med VAS-metoden blev resultaten ganska lika men med PTO-metoden blev spridningen betydligt större. Lekmännen bedömde vissa ganska allvarliga sjukdomstillstånd värre än läkarna med PTO-metoden. Möjligen kan läkarnas större kunskaper om möjligheter att bota sjukdomar vara en förklaring till detta.

Vid jämförelser av ovanstående slag skall man ha i åtanke att läkargruppen var mycket större (34 st.) och PTO-resultaten för dem är genomsnitt av två protokoll i 3 grupper medan lekmanagruppen endast bestod av 7 personer. Spridningen i resultaten är också stor vilket framgår av standardavvikelseerna för alla de 16 indikatorstillstånden som finns samlade tillsammans med EuroQoL+-klassningar och funktionsvikter i bilaga 2.

För att beskriva att vissa sjukdomar kan yttra sig på många olika sätt har man i EuroQoL-klassningen (Tabell 13) ibland angivit andelar av tex. ”vissa problem” och ”mkt stora problem”. Vill man se en genomsnittlig funktionsvikt för åkomman kan man beräkna ett vägt medelvärde som då hamnar mellan dessa klasser. I bilaga 2 är sådana medelvärden införda.

De störningsvikter vi är intresserade av skall bygga på de individuella besvär som en av sjukdom drabbad person upplever. Detta stämmer närmast överens med förutsättningen för funktionsvärdering enligt VAS-metoden. Vanligtvis har man emellertid bara tillgång till funktionsvikter framtagna utifrån med PTO-metoden eftersom det är dessa som används i sjukdomsbördeberäkningarna. Med de sambanden som visats i Figur 24 kan vi emellertid göra en approximativ omräkning från PTO-vikter till VAS-vikter.

$$dw_{VAS} = 0,72 dw_{PTO} + 0,08 \quad \text{ekv 11}$$

alternativt med högre noggrannhet

$$dw_{VAS} = -1,99 dw_{PTO}^4 + 5,68 dw_{PTO}^3 - 4,98 dw_{PTO}^2 + 2,12 dw_{PTO} + 0,01 \quad \text{ekv 12}$$

dw = störningsvikt (0= inga besvär och 1,0= död)

Störningsvikter genom klassificering

Genom EuroQoL-klassernas sifferbeteckningar (jfr Tabell 13), 1= inga problem, 2=vissa problem och 3=mycket svåra problem, kan man även göra en matematisk uppskattning av störningsvikten för ett klassat hälsotillstånd. Den baseras på medelvärdet för de 6 besvärsoverrådena och erhålls genom följande samband:

$$dw = 1 - (\sum x_i - 6) / 12 \quad \text{ekv. 1}$$

dw = störningsvikt för hälsostatus Q beskrivet genom EuroQolD5+
 x_i = besvärsgard ($i=1,2$ eller 3 – observera att uttrycket efter minustecknet hade blivit $\sum x_i/6$ dvs. medelvärdet om klassbeteckningarna vore 0,1 och 2 i stället)

Den beräknade funktionsvikten för tex. ”Mild depression” som i bilaga 2 har EuroQol-klassningen 1,1,2,1,2,1 blir då 0,83. I läkarpanelen fick man för samma hälsotillstånd 0,86 vid PTO-bedömningen och 0,77 vid VAS-bedömningen. I bilaga 3 har vi lagt in ett antal av de 204 EuroQolD5+ klassade hälsotillstånd tillhörande 56 olika typer av sjukdomar/hälsotillstånd som den Nederländska studien redovisar. Huvudparten av klassningen är gjord genom interpolering utifrån indikatorförhållandena av 38 läkare.

Vi ser många fördelar med ovanstående analytiska sätt att beräkna störningsvikter. Svårigheten koncentreras då till att göra en hälsotillståndsklassning där naturligtvis diskussioner kan uppstå. I gengäld slipper man den svåra vägningen mellan olika friska och sjuka grupper eller inplacering på en skala. Det blir ett mer konsekvent fastställande av funktionsvikter och lekmän kan göra det för vanliga störningar/tillstånd som är lätta att beskriva. Om hälsotillståndet för samma sjukdom varierar mycket kan man alltså välja att göra flera olika hälsotillståndsbeskrivningar som då får olika störningsvikter.

Egen klassning

Modellen med att ta fram störningsvikter genom klassning föreföll attraktiv för oss av flera skäl. Den är enkel och ger en definition av störningsnivån. Både panel- och enkätförfarandet för att ta fram vikter är omständliga vilket försvårar introduktion av nya problem eller varianter av ett problem. Därför uppstod tanken att bygga vidare på EuroQol-klassningen. Men eftersom störningarna i och kring byggnader är milda i förhållande till de flesta sjukdomar så skulle våra störningsvikter falla inom ett litet område av störningsskalan. Bra tre klasser ger då alltför grova mått. Redan i den refererade nederländska studien uttryckte man på behovet av en finare klassindelning. Därför har vi utvecklat ett förslag till utvidgat klassningssystem genom att komplettera EuroQolD5+ med 2 nya klasser, en mellan den lägsta och mittersta klassen och en mellan den mittersta och högsta klassen. Genom att 3 klasser fortfarande är desamma som tidigare kan vi även utnyttja störningsvikter beräknade utifrån originalklassningar. Vidare lät vi klassningsskalan löpa från 0 till 4 i stället för från 1 till 5 för att förenkla beräkningarna.

Tabell 14. Förslag till utvidgning av EuroQol5D+ klasserna. Kursiverad stil är EcoEffect tillägg. Siffror inom parentes gäller originalet.

Påverkan	Bedömningsklass för funktionsnedsättning/störning				
	0 (1)	1	2 (2)	3	4 (3)
	Inga problem	<i>Obetydliga problem</i>	Vissa problem	<i>Stora problem</i>	Mycket stora problem
Rörlighet <i>tex resa sig, gå omkring, gå i trappor</i>	Kan gå utan svårighet	<i>Lite besvär med trappor</i>	Kan gå med viss svårighet	<i>Kan gå korta sträckor med stöd</i>	Sängliggande
Klara sig själv <i>tex. sköta personlig hygien, klä på och av sig, laga mat</i>	Klarar obehindrat hygien och påklädning	<i>Problem med vissa plagg</i>	Vissa problem med att tvätta sig och klä på sig	<i>Måste ha hjälp med tvättning och påklädning</i>	Klarar inte tvättning och påklädning alls
Vardagsaktiviteter <i>tex. arbete, studier, hushållssysslor, familje- och fritidsaktiviteter</i>	Klarar obehindrat vardagsaktiviteterna	<i>Klara inte riktigt alla fritidsaktiviteter som tidigare</i>	Klarar flertalet vardagsaktiviteterna med viss svårighet	<i>Kan inte längre utöva tidigare fritidsaktiviteter och många vardagssysslor</i>	Klarar inte vardagsaktiviteterna
Smärta/Obehag <i>Fysiska besvär</i>	Har varken smärtor eller besvär	<i>Har tidvis något ont, fryser eller svettas</i>	Har måttliga smärtor eller besvär	<i>Har permanent ont eller andra fysiska besvär</i>	Har mycket svåra smärtor eller besvär
Oro/Nedsämndhet/Irritation <i>Psykiska besvär</i>	Är varken orolig, nedstämd eller irriterad	<i>Är tidvis orolig eller lätt irriterad</i>	Är återkommande orolig, nedstämd eller lättstött	<i>Är ofta orolig, nedstämd eller lättstött</i>	Är stadigvarande orolig, deprimerad eller lättstött
Intellektuell förmåga <i>tex. förmåga att minnas, förmåga att koncentrera sig, förståelse</i>	Har ingen nedsatt intellektuell kapacitet	<i>Är tidvis distraherad och glömsk</i>	Har viss nedsatt intellektuell kapacitet	<i>Glömmer ofta och har ofta problem med att uppfatta information</i>	Glömmer direkt och har stora problem med att förstå och kommunicera med omvärlden

Beräkning av störningsvikter genom klassning kan närmast liknas vid en VAS-bedömning eftersom man direkt väljer värden från en linjär intervallskala.

Vi har fem störningsklasser vilket innebär att de i princip omfattar 0,2 enheter var av skalan mellan 0 och 1. Om varje klassningsvärde representerar mitten av klassen borde samma klass på alla problem ge någon av vikterna 0,1, 0,3, 0,5, 0,7 och 0,9. I den undre delen av skalan är det emellertid inte rimligt att störningsvikten blir 0,1 om man vid klassningen givit alla problem värdet noll (inget problem). Störningsvikten bör då också vara noll. I den övre delen av skalan för störningsvikter kan emellertid gärna det högst beräknade störningsvärdet bli 0,9 (värde 4 = mycket stora problem inom alla områden). Man klassar ju inte tillståndet hos en död person vilket motsvarar 1,0. Om störningsvikten beräknas utifrån medelvärdet av klassningen inom de sex områdena och skall börja på 0 och sluta på ca 0,9 blir beräkningen följande:

$$dw_{VAS} = (\sum x_i) / 27 \quad \text{ekv 13}$$

dw_{VAS} = störningsvikt enligt VAS bedömning
 x_i = klassningsvärde för område i

Genom att klassa sjukdomar/störningar enligt ovan kan man åtminstone i teorin få fram störningsvikter för alla typer tillstånd hos människor så länge de kan beskrivas i termer av fysisk, psykisk och mental påverkan. Störningsvikter för sjukdomstillstånd som behandlas av läkare eller andra specialister sätts lämpligen i grupp av dessa. Störningsvikter för allmänna och mildare påfrestningar som kan upplevas i vår vardagsmiljö, t.ex. buller, kyla, drag etc. kan sättas av lekmän genom att använda klassningsmallen. Då handlar det inte i första hand om att känna till störningen utan klassningen blir indirekt en beskrivning av en viss störningsnivå och till denna hörande störningsvikt.

Uppdelningen på olika funktionsområden gör det också upplagt för att vikta klassningsområdena i förhållande till varandra i framtiden. Man kan göra det om något klassningsområde i stort upplevs som mer besvärande än något annat. Man kan också göra det om några klasser bedöms vara beroende av varandra så

att man undviker dubbelbokning. Tex. kan ”oro/nedstämdhet” betingas av funktionsnedsättning inom andra klasser.

Klassningsmallen ger också möjlighet att sätta störningsvikter på relativt triviala vardagsbesvär. Eftersom våra personskadevärden innefattar störningstid kan även mindre problem men som vi exponeras för under lång tid, t.ex. ventilationsbuller, få ett problemskadevärde som är jämförbart med allvarligare störningar som sjukdomar. Vi har fått ett instrument att jämföra byggnadsrelaterade vardagsproblem med alla andra typer av problem som människor råkar ut för.

Miljöproblem kan ibland ge sig till känna som oro för framtiden, förlorade inkomster eller förlorat arbete. Klassningsmallens femte område handlar om psykiska påfrestningar vilket ger oss möjlighet att även få fram störningsvikter för denna typ av problem. Detta är särskilt värdefullt eftersom vi valt att omtolka alla miljöproblem till problem för människor.

Förfinad användning av klassningsmetoden

Klassningsmallen innehåller ett område som heter ”vardagsaktiviteter”. Under denna rubrik ryms en stor del av de problem som kan förorsakas av den fysiska miljön. Tidigare har nämnts att samma störning kan vara olika besvärande beroende på vad man sysslar med. För att ”mäta” störningsgraden vid olika vardagsaktiviteter har vi utvecklat ett förslag till särskild klassningsmall för inomhusmiljön, Tabell 15.

Tabell 15. Förslag till klassningsmall för vardagsaktiviteter inomhus. Siffrorna utgör poäng som möjliggör medelvärdesberäkning.

	Bedömningsklass				
	0	1	2	3	4
AKTIVITET	Inga problem	Obetydliga problem	En del problem	Stora problem	Mycket stora problem
Sova	Inget i omgivningen stör sömnen	Somnar inte omdelbart	Har svårt att somna, vaknar på natten	Mkt svårt att somna, vaknar ofta	Kan knappt sova alls
Avkoppling, TV	Påverkas inte	Störs ibland lite	Störs ofta, irriterande	Störs mycket ofta	Omöjligt att koppla av
Äta/Laga mat	Påverkas inte	Störs ibland lite	Inte så trevligt, påverkas smaken ibland	Mycket störande vid måltider	Maten smakar inte bra
Umgås	Påverkas inte	Störs ibland men det utgör inget hinder	Störs ofta, undiker att bjuda gäster	Klart besvärande, bjuder aldrig gäster	Mycket svårt att kommunicera
Studera/läsa	Påverkas inte	Störs ibland men det utgör inget hinder	Störs ofta	Försvarar koncentrationen mkt ofta	Mycket svårt att koncentrera sig
Hygien	Påverkas inte	Mindre svårigheter med tex städning	svårt med personlig hygien och städning	Betydande svårigheter med hygien	Klarar inte den personliga hygien

När man definierat ett visst problem, t.ex. påtagligt fläktbuller mellan 8-18 varje dag, ger man varje aktivitet ett störningsvärde (0-4) gällande fläktbullrets störningsgrad. Medelvärdet av klassningsvärdena för varje aktivitet används sedan som klassningsvärde för fläktbuller. Detta värde tillsammans används tillsammans med klassningsvärden för övriga livskvalitetsområden (Tabell 14) när man beräknar störningsvikten för fläktbuller enligt ekv. 10 ovan.

En fördel med att klassa enligt ovan, i stället för att vikta genom direkta jämförelser mellan problem, är att varje problem får en störningsvikt som är oberoende av alla andra problem. Man kan då lägga till och dra ifrån problem inom en viktningshierarki utan att störningsvikterna för de tidigare problemen förändras, vilket händer vid viktning genom jämförelser. För att störningsvikter bestämda genom klassning skall bli jämförbara ska klassningen ske utifrån en störningsdos som motsvarar att den förekommer relativt ofta (= viss varaktighet) och är tydligt störande för flertalet personer (viss intensitet). Enklast och mest entydigt är att anta att störningen med den angivna intensiteten förekommer under hela aktiviteten. När klassningen är gjord har man också preciserat effekterna av störningen, vilket kan granskas och eventuellt justeras av andra. Det blir lätt att genomföra en känslighetsanalys. Ytterligare en fördel med klassningen är att man relativt lätt kan ta fram störningsvikter för olika störningsdoser av samma problem.

Exempel på beräkning av störningsvikter och intern miljöpåverkan

För att visa hur man kan ta fram störningsvikter genom ger vi ett exempel från inomhusmiljön. Under inomhusmiljöfaktorerna finns i EcoEffect en kategori som kallas ”luftkvalitet”. Denna rubrik har delats upp i fyra olika typer av påverkan 1) Flyktiga föroreningar och lukter 2) Fukt och mikroorganismer 3) Damm och fibrer 4) Stillastående luft. Under var och en av dem har identifierats olika tänkbara slutproblem, vilka framgår av nedanstående tabell. Alla dessa slutproblem finns med i EcoEffects brukarenkät och vi kan därmed få svar på hur stor andel av brukarna som upplever ett eller flera av slutproblemen är besvärande.

Tabell 16. Klassning och beräkning av medelvärden för en rad slutproblem inom kategorin ”luftkvalitet” inomhus. Klassningsvärdet skall gälla besvärsgraden vid varje aktivitet om man utsätts för den definierade störningen.

	Luftkvalitet												
	Flyktiga föroreningar och lukter								Fukt / Mikroorganismer		Damm och fibrer	Stillastående luft	
	A.1.1.a "Stickande lukt",	A.1.1.b "Torr luft"	A.1.2 "Luktar avgaser"	A.1.3 "Luktar avlopp"	A.1.4 "Lukt av grannars matos"	A.1.5 "Lukt av eget matos"	A.1.6. "Luktar sopor"	A.1.7 "Luktar rök eller annat utifrån"	A.2.2 "Luktar mögel"	A.2.3 "Luktar unket"	A.3.1 "Dammig luft"	A.5.1 "Instängd luft" känns när man kommer	
Nivå	Tydligt förnimbar	Torr hud, torra slemhin.	Tydligt förnimbar 1-2	Tydligt förnimbar 1-2	Tydligt förnimbar	Mycket påtagligt Vid matlagn.	Tydligt förnimbar 1-2	Tydligt förnimbar	Tydligt förnimbar 1-2	Tydligt förnimbar	Syns tydligt Vid stark belysn./solljus		bar när man kommer utifrån
Förekomst/varaktighet	1-2 tim/dag	Vintertid	tim/dag	tim/dag	varje dag		1-2 tim/vecka	1-2 tim/dag	tim/dag	1-2 tim/dag			varje dag
Sova	2	1	3	2	1	0	2	1	3	2	1		1
Avkoppling	2	1	3	3	1	1	2	2	3	2	1		1
Äta/Laga mat	2	0	3	3	1	0	2	1	3	2	1		0
Umgås	2	0	3	3	2	0	3	2	3	2	2		2
Läsa, koncentrera sig	2	0	2	2	1	0	2	1	3	2	0		1
Tvätta sig städa	1	0	1	1	1	0	1	0	3	1	0		0
Medelvärde	1,83	0,33	2,50	2,33	1,17	0,17	2,00	1,17	3,00	1,83	0,83		0,83

Vid klassningen har vi antagit en viss störningsdos för alla problemen vilken finns angiven på de två övre raderna. Klassningen och störningsvikterna har som påpekats tidigare alltså inget att göra med någon enskild byggnad utan representerar den relativa graden av störning för de olika definierade problemen.

Medelvärdena för klassning av vardagsaktiviteter används sedan tillsammans med klassning av övriga livskvalitetsaspekter i enligt den utökade EuroQoL5D+ klassningen i Tabell 14.

Tabell 17. Fullständig klassning av slutproblem som kan bidra till dålig luftkvalitet inomhus i bostaden. Störningsvikterna är beräknade längst ner.

	A.1.1.a "Stickande lukt" (kemisk)	A.1.1.b "Torr luft"	A.1.2 "Lukt avgaser"	A.1.3 "Lukt avlopp"	A.1.4 "Lukt av grannars matos"	A.1.5 "Lukt av eget matos"	A.1.6 "Lukt sopor"	A.1.7 "Lukt tobaksrök eller annat"	A.2.2 "Lukt mögel"	A.2.3 "Lukt uniket"	A.3.1 "Dammig luft"	A.5.1 "Instängd luft" känns när man kommer
Vardagsaktiviteter	1,83	0,33	2,50	2,33	1,17	0,17	2,00	1,17	3,00	1,83	0,83	0,83
Rörlighet	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Klara sig själv	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Smärta, diskomfort	2	1	2	0	1	0	1	2	3	3	1	0
Oro, irritation	3	1	3	3	2	1	2	2	3	2	2	1
Kognition	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Störningsvikter Σ /27	0,25	0,09	0,28	0,20	0,15	0,04	0,19	0,19	0,33	0,25	0,14	0,07

Inget av dessa problem är livshotande så att några förlorade levnadsår ger inte problemen i exemplet (dvs. YLL=0). För att beräkna personskadevärdet behöver vi förutom störningsvikten också störningstiden eller tydligare uttryckt exponeringstiden, eftersom det är dessa två skall multipliceras.

En första ansats kan vara att anta att man exponeras för alla störningar som förekommer när man är vaken lika länge som de pågår. Om man vet att vissa störningar till stor del förekommer när människor inte är hemma eller sover kan man ta hänsyn till detta genom att reducera exponeringstiden. Det enklaste sättet att sedan beräkna personskadevärdet, som alltså utgör den potentiella maximala störningen av olika slag som en människa kan råka ut för under sin livstid, är att uppskatta den andel av tiden hon exponeras för varje störning. Tidsandelen multipliceras sedan med störningsvikten och medellivslängden för att få personskadevärdet. Eftersom många störningar inte upplevs under sömnen kan det vara lämpligt att dela upp exponeringstiderna i dem som förekommer på dagen respektive på natten.

Många störningar inomhus har man möjlighet att påverka i större eller mindre grad, tex. kan tillfälliga lukter påverkas genom att vädra. Vid mindre störningar kommer man sig kanske inte för att göra något åt problemet men påverkas ändå negativt. I andra fall kan det kanske vara alltför krångligt att eliminera störningen. Möjligheten att kunna minska en störning bör tas med som något positivt, dvs. minska personskadevärdet. Men det är knappast rimligt att låta en stor reduktionsmöjlighet helt radera ut personskadevärdet för ett problem som förekommer. Det skulle i så fall innebära att det inte syntes i värderingen trots förekomsten. Vi arbetar med möjligheten att kan minska personskadevärdet till hälften när det är lätt att tillfälligt eliminera problemet (1,0 = ingen reduktion, 0,5 = reduktion till hälften).

Personskadevärdet för ett slutproblem kan nu beräknas som: (störningsvikten) * (tidsandelen) * (tiden man vistas vaken i bostaden) * (reduktionsmöjligheten). Kompletterar man den tidigare tabellen med dessa uppgifter så får man följande:

Tabell 18. Exempel på beräkning av miljöpåverkan gällande luftkvalitet för ett befintligt bostadshus A. De viktade miljöbelastningsvärdena erhålls genom att multiplicera andel klagande över respektive slutproblem med dess personska- devärde, som i sin tur = störningsvikt * exponeringstid.

	A.1.1.a "Stickande lukt",	A.1.1.b "Torr luft"	A.1.2 "Luktar avgaser"	A.1.3 "Luktar avlopp"	A.1.4 "Lukt av grammars matos"	A.1.5 "Lukt av egget matos"	A.1.6 "Luktar sopor"	A.1.7 "Luktar rök eller annat utifrån"	A.2.2 "Luktar mögel"	A.2.3 "Luktar unket"	A.3.1 "Dammig luft"	A.5.1 "Instängd luft" känns när man kommer
Generella värden												
Störningsvikt (fr Tab. 18)	0,25	0,09	0,28	0,20	0,15	0,04	0,19	0,19	0,33	0,25	0,14	0,07
Exponeringstid - tidsandel*	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,04	0,04
Reduktionsmöjlighet	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,90	1,00	1,00	1,00	1,00	0,80	1,00
Personskadevärde per år	0,02	0,01	0,02	0,02	0,01	0,00	0,02	0,02	0,03	0,02	0,00	0,00
Personskadevärde, livstid**	1,69	0,58	1,85	1,32	1,03	0,26	1,23	1,28	2,22	1,69	0,38	0,23
Exempel från en viss byggnad A												
Andel klagande, enkätsvar	0%	0%	5%	0%	0%	30%	0%	10%	0%	7%	0%	0%
Viktat belastningsvärde	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,08	0,00	0,13	0,00	0,12	0,00	0,00
* 2 eller 1 tim per dag **80 år Summa = Totalt viktat belastningsvärde för luftkvalitet i byggnad A												
0,42												

Personskadevärdena är alltså fixa per problem medan antalet klagande på olika problem relaterade till luftkvalitet naturligtvis är olika för olika byggnader.

Av skadevärdena i tabellen framgår att andelen som klagar på lukt av mögel och avgaser får en förhållandevis stor betydelse för det viktade miljöbelastningsvärdet för en byggnad medan klagomålen på instängd och dammig luft samt eget matos ger mycket mindre bidrag. Det totala viktade miljöbelastningsvärdet får en mening först när det jämförs med förhållande i andra liknande bostäder.

Ytterligare en aspekt man kan fundera över är om de olika aktiviteter- na/funktionerna upplevs olika betydelsefulla även om man bortser från tids- aspekten. Om två aktiviteter pågår lika länge finns det då ytterligare skäl som gör att den ena uppfattas som viktigare än den andra dvs. finns det skäl att vikta upp en aktivitet som är sällsynt men uppfattas som mycket viktig? T.ex. möj- ligheten att bjuda hem gäster för att umgås kanske uppfattas som mycket viktig även om man gör det sällan. Likaså kan det uppfattas som viktigt att balkongen har ett soligt läge även om man sällan utnyttjar detta. Om det i framtiden anses önskvärt att vikta även aktiviteterna är det lätt att göra detta genom att föra in ytterligare en kolumn i tabellen. Sådana vikter bör i så fall svara mot genom- snittliga uppfattningar om saken, vilket kan undersökas med en allmän enkät.

Skadevärden och störningsvikter för externa slutproblem

Om omsättningen i en verksamhet tex. går ner med 10% så kommer de som arbetar inom denna påverkas och kanske också deras familjer och andra som tex. är underleverantörer till verksamheten. Ju större nedgången blir desto stö- rre blir problemen för de berörda. Som en första approximation har vi antagit att antalet direkt anställda i verksamheten minskar lika mycket som den ekono- miska eller materiella omsättningen minskar, dvs. lika många personer friställs från verksamheten som motsvarar den procentuella nedgången. För arbetslös- het har vi tagit fram en störningsvikt och kan därmed beräkna ett gruppskade- värde för ekonomiska förluster orsakade av miljöförändringar. Liksom i "Glo- bal Burden of Diseases" inkluderar vi inte sekundärt berörda som anhöriga och underleverantörer.

Det finns också miljöproblem som ger potentiella ekonomiska förluster. Det kan t.ex. vara minskade värden på strandfastigheter på grund av igenvuxet vatten, bullerstörning på fastigheter eller bilar och broar som rostas snabbare till följd av försurning. För detta har vi konstruerat tre störningsvärden för värdeminskning av egendom, måttlig, stor och mycket stor värdeminskning. För beräkning av gruppskadevärden av detta slag har vi uppskattat hur många som kan tänkas bli drabbade av respektive problem.

Det finns ytterligare miljöproblem som varken drabbar människor fysiskt eller ekonomiskt. Det kan t.ex. vara att skogen utarmas och blir mindre intressant att vistas i eller insjön växer igen på grund av övergödning. Dessa problem har vi översatt till minskade rekreativvärden för vistelse i skog och på/vid vatten och beräknat störningsvärden för dem. Genom statistik och uppskattningar över hur mycket vi vistas i skogen och på/vid vatten har vi kunnat beräkna gruppskadevärden för respektive ”minskade rekreativvärden”.

Besvärstider/exponeringstider

Vad gäller varaktighet hos sjukdomar så används medelvärden som hämtas från lokal/nationell statistik eller från någon av sjukdomsbördepublikationerna.

För komfortproblem räknar vi med att besvären består så länge exponeringen pågår, dvs. bullret, lukten osv. Vissa typer av störningar varierar över dygnet, t.ex. trafikbuller och andra över året t.ex. brist på dagsljus och sol. Sannolikheten för att exponeras av fluktuerande problem uppskattas utifrån när man vistas på olika platser och i vilken utsträckning problemen förekommer där just då.

Exponeringen är också olika för olika grupper av människor. Pensionärer och hemmafruar exponeras t.ex. mer för problem i bostaden än förvärvsarbetare som i sin tur exponeras för problem på arbetsplatsen. För att kunna skilja mellan dessa olika fall har vi gjort upp tabeller över vistelsetider. En sådan för förvärvsarbetande vuxna och vissa klimatsituationer (intressant för utemiljöbedömningen) finns i bilaga 6. Viss statistik över sådant finns att hämta hos statistiska centralbyrån men i regel inte uppdelat på det sätt vi önskar. Det är inte heller säkert att medelvärden för stora befolkningsgrupper utgör den mest intressanta informationen i det här sammanhanget utan kanske snarare typiska förhållanden för olika personkategorier, t.ex. pensionärer, kontorsarbetande, nattarbetande, småbarn, tonåringar, friluftsmänniskor etc.

Referenser

- Andresen I. *Multi-criteria Decision-making. A survey of Methods*. IEA SHCP Task 23. Subtask C. 18.01.99
- Backlund I, Peterson S, Diedrichsen F, (1998). *Sjukdomsördan i Sverige – en svensk DALY-kalkyl*. KI-rapport 1998:16. Karolinska Institutet. Stockholm.
- Backlund I, Peterson S, Diedrichsen F, (1999). *Sjukdomsördan i Stockholms län – en regional DALY-kalkyl*. Socialmedicin Samhällsmedicin, Stockholms läns landsting
- Baumann H, Rydberg T. (1994). Life cycle assessment: a comparison of three methods for impact analysis and evaluation. *Journal of Cleaner Production*. 2(1):13-20
- Belton V (1990). Article in *Operational Research Tutorial Papers*. I “Andresen I. *Multi-criteria Decision-making. A Survey of Methods*. Report. Norwegian University of Science and Technology, Faculty of Architecture, Planning and fine Art. Department of Building Technology. Trondheim 1999”.
- Bengtsson M Facts and Interpretations in Environmental Assessments of Products. *Environmental System Analysis*. Chalmers University of Technology, Göteborg, Sweden 2002
- Bernes C *Läker tiden alla sår? – Om spåren efter människans miljöpåverkan*. Naturvårdsverket Förlag. 2001.
- Brooks R. *EuroQol: the current state of play*. *Health Policy* 1996;37:53-72
- Douglas M, Wildavsky A, 1982. *Risk and culture*
- EEA (1991) *Designing effective assessments: The role of participation, science and governance and focus*. Environmental Issue Report No 26. Copenhagen. European Environmental Agency.
- Erlandsson M (2003). Miljöbedömningsmetod baserad på de svenska miljökvalitetsmålen – visionen om det framtida hållbara samhället. IVL Rapport B 1509
- Essink-Bot ML, Pereira J, Packer C, Schwartzinger M, Burström K & European Disability Weights Group. *Cross-national comparability of burden of disease estimates: the European Disability Weights Project*. *Bulletin of World Health Organization* 2002, 80 (8).
- Finnveden G (1997). *Valuation methods within LCA – Where are the values?* *International Journal of Life Cycle Assessment*. 2(3):163-169
- Finnveden G. (1999). *A critical review of operational valuation/weighting methods for life cycle assessment*. AFR-report 253. Stockholm. AFN, Naturvårdsverket.
- Florgård C *Miljövärdering utomhus – tillämpning av EcoEffect-metoden på utemiljö*. Institutionen för landskapsplanering, SLU 2000

- Goedkoop M, Spriensma R. *Eco-indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment* (en utförlig beskrivning av metoden kan laddas ner gratis från hemsidan www.pre.nl/download/EI99_methodology_v2.pdf)
- Hauschild, M. and Wenzel, H. (1997). *Environmental Assessment of Products. Volume 2: Scientific background.* Chapman & Hall
- Hellweg S, Hofstetter TB, Hungerbühler K. *Discounting and the Environment-Should current Impacts be Weighted Different than Impacts Harming Future Generations.* Int. J LCA 8 (1)8 – 18 (2003)
- Helmfrid H Vad menas med uthållig utveckling? Begreppsanalys och ansats till operationalisering. Rapport 49. Institutionen för Ekonomi, SLU. Uppsala 1992.
- Hertwich E, Pease W, Koshland C (1997). Evaluating the environmental impact of products och production processes: A comparison of six methods. *The Science of the Total Environment.* 19613-29.
- Hofstetter P 1998. *Perspective in Life Cycle Impact Assessment – A structured Approach to Combine Models of the Technosphere, Ecosphere and Valuesphere.* Kluwer Academic Publisher 1998.
- Hult M (2002). *Värdering och säkring av innemiljökvantiteter i byggnader – i program, projekterings- och förvaltningskedje.* Akademisk doktorsavhandling. Göteborg: Chalmers Institute of Technology, dep. of Installation Technology
- IAIA (1999) *Principles of environmental impact assessment best practice.* Fargo ND: International Association for Impact Assessment.
- ISO 140 42:2000. *Miljöledning – Livscykelanalys- Miljöpåverkansbedömning*
- Konjunkturinstitutet *Svenska miljöräkenskaper för kväve och svavel. En utvärdering av FN:s miljöräkenskapsuppställningar. Sveriges kostnader för kväveutsläpp. Värderingsstudier.* Rapport 1998:9.
- Murray CJL, Lopez AD (1996). *The global burden of Disease.* Cambridge MA, Harvard University Press 1996
- Saaty T. L. *Analytic Hierarchy Process.* Expert Choice Inc. TASC. Pittsburgh, USA
- Steen B. *A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS). Version 2000 – Models and data of the default metod.* CPM rapport 1999:5, Chalmers University of Technology, Environmental System Analysis.
- Steen, B. 1999. *A Systematic Approach to Environmental Priority Strategies in Product Development (EPS), Version 2000 - General System Characteristics.* CPM Report 1999:4
- Stouthard EA et al. *Disability weights for diseases in the Netherlands.* Dep. of Public Health Erasmus University, Rotterdam. The Netherlands 1997.
- Uppenberg S, Almemark M, Brandel M, Lindfors L-G, Marcus H-O, Stripple H, Wachtmeister A, Zetterberg L. *Miljöfaktabok för bränslen.* Del 1. Huvudrapport. IVL Svenska Miljöinstitutet AB. Rapport B 1334A-2. Stockholm 2001.

Wenzel H., Hauschild M. and Alting L. 1997. Environmental Assessment of Products. Volume 1: Methodology, tools and case studies in product development. Chapman & Hall

Wenzel, H., Hauschild, M. och Rasmussen. E., (1996) *Miljøvurdering af produkter*, Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen ISBN 87-7810-542-0, Dansk Industri ISBN 87-7353-199-5

Westerberg U, Glaumann M. *Weighting health risks in buildings and outdoor environment*. Sustainable building 2002. Byggforsk. Norge

WEB-adresser

<http://annex31.wiwi.uni-karlsruhe.de/>

<http://mport.miljomal.nu/index.php>. Miljömålportalen.

<http://products.bre.co.uk/breeam/index.html>

<http://www.byggforsk.no>

<http://www.euroqol.org/>. Information about the EuroQol Group, membership and research activities, details of EQ-5D development and current status.

<http://www.evidence-based-medicine.co.uk/ebmfiles/WhatisaQALY.pdf> What is Qaly? Vol. No 6 URL.

<http://www.greenbuilding.ca/iisbe/gbc2k2/gbc2k2-start.htm>

<http://www.miljostatus.com/>

http://www.usgbc.org/LEED/LEED_main.asp

Bilagor

Bilaga 1

Exempel på beräkning av störningsvikter genom klassning för i EcoEffects behandlade problem (utdrag som kommer att bearbetas).

	Rörelseförmåga	Klara sig själv - Tvättning, påkädn...	Övriga vardagssysslor *	Smärta/Fysiskt obehag	Oro/Nedstämdhet / Irritation	Intellektuell för- måga **	Medelvärde	Störningsvikt
Innemiljöproblem								
BOSTAD								
Innsyn								
Passerande ser in i vardagsrum och sovrum	0	0	0	1	1	0	0,3333	0,074
Besvärande kyla								
Du fryser när du sitter stilla	1	1	1	1	0	0	0,6667	0,148
Besvärande värme								
Du svettas när du sitter stilla	0	0	1	1	0	0	0,3333	0,074
Buller								
Du har svårt att sova pga trafikbuller	0	0	0	0	1	1	0,3333	0,074
Bristande dagsljus								
Du måste alltid ha tända i vissa rum	0	0	0	1	1	0	0,3333	0,074
Dålig luft inne								
Luften känns unken när du kommer in utifrån	0	0	0	1	1	0	0,3333	0,074
Dålig lukt								
Det luktar matos i lägenheten efter det du lagat mat	0	0	0	1	0	0	0,1667	0,037
Utemiljöproblem								
Blåst (dagtid >12oC ute)								
Du kan i regel inte använda den iordningställda uteplatsen därför att den är för blåsig	0	0	1	0	1	0	0,3333	0,074
Skugga (dagtid och >12 oC ute)								
Du kan i regel inte använda den iordningställda uteplatsen därför att den är skuggig och kall	0	0	1	0	1	0	0,3333	0,074
Buller (dagtid och mer än 12 oC ute)								
Det är svårt att kommunicera i normal samtalston utanför byggnaden	0	0	1	0	1	0	0,3333	0,074
Lukt (dagtid och mer än 12 oC ute)								
Det luktar ofta matos utanför byggnaden	0	0	1	0	1	0	0,3333	0,074
Dålig luft (dagtid och mer än 12 oC ute)								
Det avsätts snabbt damm på utemöbler	0	0	1	0	1	0	0,3333	0,074
Extern miljöpåverkan								
Förlorat arbete	0	0	0	0	3	0	0,5	0,111
Minskade rekreativsvärden - vatten								
Försurat/övergött vatten - bada, åka båt etc.	0	0	1	0	1	0	0,3333	0,074
Minskade rekreativsvärden - fritidsfiske	0	0	1	0	1	0	0,3333	0,074
Minskade rekreativsvärden - skog								
Minskad biodiversitet - tråkigare och mindre intressant att vistas på platsen - promenera, plocka bär och svamp, titta på naturen, etc.	0	0	1	0	1	0	0,3333	0,074
Värdeminskning egendom - måttlig 0-20%	0	0	0	0	0,5	0	0,0833	0,019
Värdeminskning egendom - stor 21-50%	0	0	0	0	1	0	0,1667	0,037
Värdeminskning egendom - mkt stor >50%	0	0	0	0	1,5	0	0,25	0,056
Översvämning (byggander förstörda)	0	2	2	0	1	0	0,8333	0,185

0=inga problem, 1=lite problem, 2=klara problem, 3=stora problem, 4=mkt stora problem

Bilaga 2

Beskrivning (EuroQol 5D+) och funktionsvikter för de 16 indikator-sjukdomarna i den Nederländska studien.

AKOMMA	EuroQol 5D+ tillståndsklassning						Läkare (34 st)				Lekmä	
	Rörelse-förmåga	Tvättning och påklädning	Vardags-sysslor *	Smärta/Obehag	Oro Depressi on	Intellek-tuell för-måga **	PTO medel	PTO std	VAS medel	VAS std	PTO medel	PTO std
TANDKÖTTINFLAMMATION Patienter med begynnande tandlossning (gingivitis)	1	1	1	1	1	1	1,00	0,00	0,99	0,02	1,00	0,00
ASTMA Mild till måttlig, dvs. symptomfri med eller utan medicinering	1	1	1	1	2	1	0,97	0,06	0,92	0,05	0,98	0,01
RYGGSKOTT	2	1	2	2	1	1	0,94	0,07	0,87	0,09	0,92	0,06
DIABETES Patienter med okomplicerad diabetes	1	1	1,1	1,1	1,1	1	0,93	0,14	0,88	0,07	0,90	0,18
HJÄRTBESVÄR Patienter med mild, stabil kärlkramp	1	1	1	1	2	1	0,92	0,08	0,84	0,09	0,92	0,06
KLARA SIG SJÄLV Äldre med måttligt till stort hjälpbehov	2	2	2	1	1	1	0,89	0,16	0,82	0,11	0,86	0,15
MILD DEPRESSION tex. vissa begränsningar i sociala funktioner	1	1	2	1	2	1	0,86	0,16	0,77	0,13	0,88	0,06
BRÖSTCANCER (kliniskt sjukdomsfri efter första året)	1	1	1	2	2	1	0,74	0,23	0,66	0,2	0,75	0,19
ALLVARLIGA SYNPROBLEM	1	2	3	1	2	1	0,57	0,27	0,62	0,17	0,71	0,17
MEN EFTER SYREBRIST	2	2	2	1	2	2	0,51	0,31	0,62	0,13	0,68	0,16
OLYCKOR & SKADOR paraplegia, konstant tillstånd	2,15	2,15	2	1,25	1,25	1	0,43	0,24	0,54	0,15	0,4	0,19
MEN EFTER STROKE Måttliga permanenta skador	2	2	2	2	2	2	0,37	0,26	0,51	0,18	0,55	0,23
ÅNDTARMSCANCER (spridd)	1,2	1,2	2	2,2	3	1	0,17	0,22	0,33	0,17	0,12	0,09
SVÅR LEDGÅNGSREUMATISM	2,5	2,5	2,5	3	3	1	0,06	0,06	0,30	0,15	0,13	0,06
ALLVARLIG DEMENS permanent hjälp behövs	2,5	3	3	1	2,5	3	0,06	0,14	0,22	0,15	0,12	0,09
ALLVARLIG SCHIZOFRENI	2	3	3	3	3	3	0,02	0,03	0,14	0,13	0,06	0,07

1=inga problem 2= vissa problem 3= mycket stora problem

* Tex. förvärvsarbete, studier, hushållsarbete, familje- och fritidsaktiviteter

** Tex. minne, koncentration, förstå sammanhang, intelligens

Bilaga 3

Ett urval av de i den Nederländska studien⁷¹ klassade åkommorna.

ÅKOMMA	Rörelseförmåga	Tvättning och påklädning	Vardags-sysslor *	Smärta/Obehag	Oro/Nedstämdhet	Intellektuell förmåga	NL-funktionsvikt beräkning	N funktvikt
COLORECTEAL CANCER (spridd)	1,2	1,2	2	2,2	3	1	0,62	0,
DIABETES MELLITUS Patienter med okomplicerad diabetes	1	1	1,1	1,1	1,1	1	0,98	0,
DEMENS moderat (Oberoende boende är inte möjlig utan hjälp)	1	2	3	1	2	2	0,58	0,
ALKOHOLPROBLEM (tex vissa fysiska, psykiska och sociala problem förorsakade av för mycket alkoholintag)	1	1	2	1	2	1	0,83	0,
PSYKISKA PROBLEM Åtstörningar (anorexia eller bullema)	1	1	1,2	1,2	2	1	0,88	0,
STROKE allvarliga permanent försämring	2	3	3	3	2	3	0,17	0,
INFLUENSA (varaktighet 2 veckor)	1,2	1,2	1,4	2,1	1	1,1	0,83	0,
AKUT URINVÄGSINFEKTION (2 veckor)	1,6	1,6	2,3	2,3	2	1	0,60	0,
BRÖST CANCER (kliniskt sjukdomsfri efter första året)	1	1	1	2	2	1	0,83	0,
ALLVARLIG DEMENS permanent hjälp behövs	2,5	3	3	1	2,5	3	0,25	0,
MILD DEPRESSION tex. vissa begränsningar i sina sociala funktioner	1	1	2	1	2	1	0,83	0,
ALLVARLIG SCHIZOFRENI	2	3	3	3	3	3	0,08	0,
SYNPROBLEM måttliga (läser tidningstext och känna igen ansikten på 4 m avstånd med svårighet)	1	1	2	1	2	1	0,83	0,
SYNPROBLEM svåra (oförmögen att läsa tidningstext och känna igen ansikten på 4 m avstånd)	1	2	3	1	2	1	0,67	0,
moderat (viss svårighet att förstå eller kommunicera med en person men stor svårighet med flera)	1	1	2	1	2	1	0,83	0,
HÖRSELSKADA bullerrelaterad hos äldre svår (stor svårighet eller oförmögen att förstå eller kommunicera med en person)	1	1	3	1	2	1	0,75	0,
CORONARY HJÄRTSJKDOM Patienter med mild, stabil agina pectoris	1	1	1	2	1	1	0,92	0,
EFTER STROKE Måttliga permanenta skador	2	2	2	2	2	2	0,50	0,
ASTMA/COPD Patienter med mild till måttlig astma, dvs. symptomfria med eller utan medicinering	1	1	1,25	1	1,05	1	0,98	0,
VANLIG FÖRKYLNING (varaktighet 1 vecka)	1	1	1,15	1,15	1	1	0,98	1,
VANLIG FÖRKYLNING (varaktighet 2 vecka - akut sinusit))	1	1	1,2	2	1	1	0,90	0,
DENTAL SJKDOM Patienter med periodontal disease (gingivitis)	1	1	1	1	1	1	1,00	1,
REUMATISM (Reumatoid arthrit) Mild	1	2	2	2	1	1	0,75	0,
REUMATISM (Reumatoid arthrit) Moderat	2	2	2	2	2	1	0,58	0,
REUMATISM (Reumatoid arthrit) Svår	2,5	2,5	2,5	3	3	1	0,29	0,
HÅLSOPROBLEM barn med permanenta skador efter ashyxia (APGAR<7 efter 5 min)	2	2	2	1	2	2	0,58	0,
OLYCKOR & SKADOR paraplegia, konstant tillstånd	2,15	2,15	2	1,25	1,25	1	0,68	0,
ÅNGSLAN Mild till moderat panik disorder	1	1	2	1	2	1	0,83	0,

Forts. nästa sida.

⁷¹ Essink-Bot ML, Pereira J, Packer C, Schwartzinger M, Burström K & European Disability Weights Group. *Cross-national comparability of burden of disease estimates: the European Disability Weights Project*. Bulletin of World Health Organization 2002, 80 (8).

Forts. från föregående sida.

ÅKOMMA	Rörelse- förmåga	Tvättning och påklädnin g	Vardags- sysslor *	Smärta/ Obehag	Oro/ Nedstämd het	Intellektu ell förmåga	NL-funktions vikt beräkning	NL- funktions- vikt panel
ÅNGSLAN Allvarlig obsessive-compulsive disorder	1	2	2	1	3	3	0,50	0,44
ÅNGSLAN Mild till moderat posttraumatiska stress	1	1	2	1	2	1	0,83	0,87
ÅNGSLAN Allvarlig posttraumatiska stress	1	1	2	1	3	2	0,67	0,49
ÅNGSLAN Mild till moderat diffus ångslan	1	1	2	1	2	1	0,83	0,83
ÅNGSLAN Allvarligt diffus ångslan	1	1	2	2	3	2	0,58	0,40
ÅNGSLAN Allvarlig panik disorder	1	1	3	1	3	1	0,67	0,31
ÅNGSLAN Mild till moderat agrofobi	1	1	2	1	2	1	0,83	0,89
ÅNGSLAN Allvarlig agrofobi	1	1	3	1	3	2	0,58	0,45
ÅNGSLAN Mild till moderat singular fobi	1	1	1	1	2	1	0,92	0,88
ÅNGSLAN Allvarlig singular fobi	1	1	2	1	3	1	0,75	0,58
ÅNGSLAN Mild till moderat social fobi	1	1	2	1	2	1	0,83	0,83
ÅNGSLAN Allvarligt social fobi	1	1	3	1	3	1	0,67	0,41
ÅNGSLAN Mild till moderat obsessive-compulsive disorder	1	1	2	1	2	2	0,75	0,76
ONT I RYGGEN	2	1	2	2	1	1	0,75	0,94
HÖFTLEDSFRAKTUR under rehabilitering	2	2	2	2	1	1	0,67	0,81
ADL-BEGRÄNSNING Äldre med måttliga till svåra ADL begränsningar	2	2	2	1	1	1	0,75	0,89

Indikatorförhållanden

Totalt antal klassade hälsotillstånd = 204

Bilaga 4

EcoEffect viktningssenkät

Sid 1

ENKÄT OM BYGGNADERS INNE- OCH UTEMILJÖER

BOSTÄDER OCH KONTORSARBETSPLATSER

© EcoEffect 030125

LÄSA OCH FYLLO I ENKÄTEN

Enkäten är utformad för att fyllas i direkt på skärmen. Ett helt blad i taget skall synas på din skärm om den är inställd på upplösningen 1024x768. Med en lägre upplösning, tex. 800x600, syns bara en del av ett blad och det blir besvärligare att fylla i enkäten. Vill du ändra upplösningen så gör det på Kontrollpanelen-Bildskärm-Inställningar. Har du problem med att läsa enkäten kan det vara bra att skriva ut den på papper.

INSTRUKTION

- Innan du börjar med en uppgift, läs både igenom vad den handlar om och instruktionstexten.
- När du är färdig med en uppgift går du till nästa genom att trycka på knappen "Nästa sida". Du kan också gå tillbaka för att justera inmatade värden genom att trycka på knappen "Tillbaka" eller trycka direkt på flikarna nedan.
- När du har gått igenom uppgifterna 1-3 fyller du i bakgrundsfrågorna och återvänder till första sidan för att döpa filen (spara som) enligt nedan.
- Spara Excel-filen som: "ditt namn-datum". Skicka in filen som en bilaga till e-postadressen: enkatsvar.ee@arch.kth.se helst bums men **senast 14 dagar efter du fått den!** Märk e-postmeddelandet med samma namn som filen
- Eventuella frågor kan du skicka till samma e-postadress
- Tryck nu på knappen "Börja".

Börja

Sid 2


1. JÄMFÖR BYGGNADSRELATERADE PROBLEM HOS EN BOSTAD

Antag att du skall flytta till en lägenhet i flerbostadshus eller radhus. Vilka av nedanstående problem eller förhållanden vill du helst undvika?

INSTRUKTION**Moment 1**

- Börja med "Allmänt". Titta på besvärsskalan nedan och sätt ungefärliga värden mellan 0 och 1 för varje problem i kolumnen "För in värden". Använd tal med 2 decimaler som slutar med 0 eller 5. Om du klickar på pilen som kommer upp t.h. om inmatningsrutorna underlättas inmatningen. Du kan använda samma värde flera gånger.
- Sortera genom att trycka på knappen "Ordna".
- Kontrollera att rangordningen känns rätt, dvs att det som är mer besvärande står över något mindre besvärande.
- Jämför intelligande problem - justera skillnaden i värden så att de svarar mot skillnaden i hur besvärande du upplever dem.
- Fortsätt på samma sätt med de andra färgade fälten.

BESVÄRSSKALA**Moment 2**

- Tryck på  **Läs inbördes relationer**
- Det översta problemet i varje grupp är rödmarkerat. Justera deras värden i förhållande till varandra om det behövs (övriga värden ändras då automatiskt eftersom du läste relationen).
- Gör samma kontroll för de grönmarkerade problemen.
- Om du vill justera andra värden och behålla den nya relationen får du trycka på den orange knappen igen.
- Fortsätt till nästa sida.

Allmänt

För in värden

Närmiljön - gemensam uteplats (bänkar, lekredskap etc) saknas	
Närmiljön - träd och växtlighet saknas i stort sett	
Bostaden - saknar balkong eller privat uteplats	
Bostaden - saknar utsikt (ligger lågt eller instängt)	
Bostaden - har insyn utifrån	
Bostaden - har en dålig planlösning	
Kommentar:	<input type="text"/>
	<input type="button" value="Ordna"/>

Innemiljöproblem

För in värden

Värme - bostaden är ovanligt varm på sommaren	
Värme - bostaden är ovanligt kall på vintern	
Ljud - det är lyhört från trapphus och grannar	
Ljud - installationsljud är påtagligt (tex ventilation, vitvaror, rör)	
Ljud - ljud från trafik hörs tydligt	
Ljus - kök och vardagsrum får sällan in sol	
Ljus - lägenheten är mörk (lite dagsljus)	
Ventilation - inomhusluften känns ofta instängd	
Ventilation - det luktar ofta rök eller matos från grannar	
Kommentar:	<input type="text"/>
	<input type="button" value="Ordna"/>

Utemiljöproblem (balkongen likställs med en privat uteplats)

För in värden

Balkongen blir smutsig (tex damm från trafik)	
Balkongen är oftast skuggig (ingen solbelysning)	
Balkongen är bullerstörd (trafik eller verksamhet)	
Balkongen är blåsigt	
Balkongen utsätts ofta för lukt (t ex från verksamhet, restaurang)	
Kommentar:	<input type="text"/>
	<input type="button" value="Ordna"/>

Tillbaka

Nästa sida

Sid 3

2. JÄMFÖR BYGGNADSRELATERADE PROBLEM PÅ EN KONTORSARBETSPLATS

Antag att du har möjlighet att fritt välja arbetställe och arbetsrum. Vilka av nedanstående problem eller förhållanden vill du helst undvika?

INSTRUKTION

Gör likadant som på föregående sida, dvs:


Moment 1

1. För in värden på "Allmänt".
2. Sortera.
3. Kontrollera rangordningen.
4. Kontrollera de inbördes avstånden.
5. Gör likadant för de övriga färgade fälten.

BESVÄRSSKALA



Moment 2

1. Tryck på  **Läs inbördes relationer**
2. Jämför de 3 rödmarkerade problemen i varje grupp och se till att de ligger rätt i förhållande till varandra.
3. Gör motsvarande för de grönmarkerade problemen i varje grupp.
4. Fortsätt till sista uppgiften

Allmänt

För in värden

Närmiljön - uteplats med sittmöjligheter saknas		
Närmiljön - träd och växtlighet saknas i stort sett		
Arbetsrummet - saknar utsikt (ligger lågt eller instängt)		
Arbetsrummet - ger ingen avskildhet		
Kommentar:		
	Ordna	

Innemiljöproblem

För in värden

Värme - arbetsrummet är ovanligt kallt på vintern		
Värme - rummet är ovanligt varmt under sommarhalvåret		
Ljud - ventilationen bullrar störande		
Ljud - röster och ljud från omgivningen hörs tydligt		
Ljud - trafikbuller hörs tydligt inne		
Ljus - arbetsrummet är mörkt (lite dagsljus)		
Ljus - allmänbelysningen är dålig		
Ventilation - inomhusluften känns ofta instängd		
Ventilation - det luktar ofta rök eller matos från andra rum		
Kommentar:		
	Ordna	

Utemiljöproblem

För in värden

Uteplatsen blir smutsig pga damm		
Uteplatsen är skuggig		
Uteplatsen är blåsig		
Uteplatsen utsätts ofta för lukt från omgivningen		
Uteplatsen är bullerstörd		
Kommentar:		
	Ordna	

Tillbaka

Nästa sida

Sid 4

3. JÄMFÖR OLIKA HÄLSOPROBLEM

Olika hälsoproblem är olika besvärande i olika situationer. Du skall här rangordna nedanstående hälsoproblem med avseende på hur de påverkar din förmåga att utöva en stillasittande aktivitet på egen hand (läsa, skriva etc.) Observera att du inte ska ta hänsyn till hur ofta eller hur länge ett problem kan tänkas förekomma - enbart tänka dig in i hur problemet upplevs när det föreligger.

INSTRUKTION

Gör som Moment 1 på föregående sidor.

Hälsoproblem	För in värden	Beskrivning	Arbeta	Obehag	Ängslan
Du har huvudvärk (migrän)		Svårt	Mycket	Ingen	
Du har ont i öronen (öroninflammation)		Lite svårt	Mycket	Ingen	
Du har besvär med andningen (Svår astma)		Svårt	Svårt	Någon	
Du har kraftig förkytning		Svårt	Svårt	Ingen	
Du har klåda, sveda, irritation i ögonen		Går bra	Lite	Ingen	
Du har värk i leder eller muskler		Går bra	Lite	Ingen	
Du har utslag som klår		Går bra	Svårt	Ingen	
Du har irriterad, täppt eller rinnande näsa		Går bra	Lite	Ingen	

Ordna

BESVÄRSSKALA



Kommentarer:

Tillbaka

Sid 5

BAKGRUNDSFRÅGOR		
Markera med en etta "1" i rutorna till höger (andra tecken syns inte)		
Är du kvinna eller man?		
Kvinn		
Man		
Hur gammal är du?		
< 15 år		
15-24 år		
25-34 år		
35-44 år		
45-54 år		
55-64 år		
65 och äldre		
Har du hemmaboende barn i åldrarna?		Kommentar
Nej		
Ja, i ålder 0-5		
Ja, i ålder 6-10		
Ja, i ålder 11-16		
Ja, i ålder 17 eller mer		
I vilken typ av hus bor du för närvarande?		Kommentar
Villa		
Privatägt radhus/kedjehus		
Hyrt radhus/kedjehus		
Bostadsrättslägenhet		
Hyrd lägenhet - allmännytt		
Hyrd lägenhet - privat vård		
Studentrum		
Hur ofta bor du över natten i ett fritidshus?		Kommentar
< 5 nätter per år		
5-15 nätter per år		
15-30 nätter per år		
30-50 nätter per år		
>50 nätter per år		
Hur många timmar i veckan vistas du vanligtvis i din bostad (inkl. sömn)?		Kommentar
<60 timmar		
60-120 timmar		
>120 timmar		
Hur många timmar i veckan vistas du i ditt arbetsrum?		Kommentar
Yrkesarbetar ej		
Har inget permanent arbetsrum		
<10 timmar		
10-24 timmar		
25-40 timmar		
>40 timmar		
Hur är du uppvuxen ?		Kommentar
I stenstad		
I förort med närhet till friluftsområden		
I mindre tätort		
På landet		
I vilket klimat är du uppvuxen?		Kommentar
Som i norra Sverige (norr om Dalälven)		
Som i södra Sverige (söder om Dalälven)		
Som i Norra Europa (norr om Alperna)		
Som i södra Europa eller varmare		
Lider du av något av följande besvär?		Kommentar
Rörelsehinder		
Nedsatt hörsel		
Nedsatt syn		
Allergi		
Astma		
Ont i leder eller muskler		
Annat		
Inga fysiska besvär		

Tillbaka

Till början

Bilaga 5

Uppskattning av genomsnittlig vistelsetid på olika ställen och tidsandelar för en vuxen heltidsarbetande person.

	Vardagar					Helgdagar					Semester					Timmar per år	År	Procent av tiden
	timmar per dag	Antal dagar per vecka	Period	Antal veckor	Antal timmar per år	timmar per dag	Antal dagar per vecka	Period	Antal veckor	Antal timmar per år	timmar per dag	Antal dagar per vecka	Period	Antal veckor	Antal timmar per år			
Vistelse inne i bostad vaken	5	5	aug-juni	42	1050	12	2	aug-juni	45	1080	6	7	juli	1	42	2172	0,248	24,8%
Vistelse inne i bostad sovande	7	5	aug-juni	42	1470	8	2	aug-juni	45	720	8	7	juli	1	56	2246	0,256	25,6%
Vistelse ute vid bostad, sommar (inkl balkong)	2	5	maj-aug	13	130	4	2	maj-aug	45	360	6	7	juli	1	42	532	0,061	6,1%
Vistelse ute vid bostad, vinter	0,5	5	maj-aug	42	105	0,5	2	maj-aug	45	45	0,5	7	juli	1	3,5	154	0,018	1,8%
Summa bostad																5104	0,583	58,3%
Vistelse på arbetsplats	7	5	aug-juni	45	1575											1575	0,18	18,0%
Vistelse ute vid arbetspl. sommar	0,5	5	aug-juni	8	20											20	0,002	0,2%
Vistelse ute vid arbetspl. vinter	0,1	5	aug-juni	42	21											21	0,002	0,2%
Summa arbetsplats																1616	0,184	18,4%
Vistelse i, vid eller på vatten	0,1	5	maj-aug	16	8	0,5	2	maj-aug	42	42	4	7	juli	5	28	78	0,009	0,9%
Vistelse i skog	0,2	5	aug-juni	42	42	0,5	2	aug-juni	42	42	2	7	augusti	5	14	98	0,011	1,1%
Summa skog och sjö																176	0,02	2,0%
Resa, förflyttning	2	5	aug-juni	42	420	1	2	aug-juni	44	88	0	7	augusti	5	0	508	0,058	5,8%
Totalt																7404	0,845	84,5%
Vistelse på annan plats																1357	0,155	15,5%
Frididsfiske					0	1	1	hela året	50	50	3	7	augusti	5	21	71	0,008	0,8%
Sänkta tomtpriiser																50	0,006	0,6%
Vaken tid i bostaden under nov-mars	5	5	nov-mar	20	500	12	2	nov-mar	20	480	6	7		1	42	1022	0,117	11,7%
Vaken tid i bostaden under maj-augusti	5	5	nov-mar	16	400	12	2	nov-mar	16	384	6	7		7	42	826	0,094	9,4%
Totalt inne i bostaden																4418	0,504	50,4%
Vistelse i bostaden när det är ljus ute	1	5	vårdagjäm	45	225	9	2	vårdagjäm	45	810	14	7	juli	1	98	1133	0,129	12,9%
Vistelse i bostaden när man behöver	6	5	vårdagjäm	45	1350	6	2	vårdagjäm	45	540	1	7	juli	1	7	1897	0,217	21,7%

Uppskattning bl.a. av förekomst av vissa väderförhållanden i Svealand bl.a. med ledning av "Klimatdata för Sverige"

Exponering	% av tiden	tim/dag	Antal dagar per vecka	Antal veckor	Antal timmar per år	Tidsandel	Tidsandel %
Temp >12 oC dagtid		10	7	21	1470	0,172	17,2%
Klart väder dagtid						0,060	6,0%
Klart väder under dagtid och temp >12 oC	19	1,9	7	21	279,3	0,033	3,3%
Vind över 5 m/s maj - sept dagtid		2,4	7	21	352,8	0,041	4,1%
Rusningstrafik		4	5	52	1040	0,122	12,2%