

Viktning vid miljövärdering av byggnader

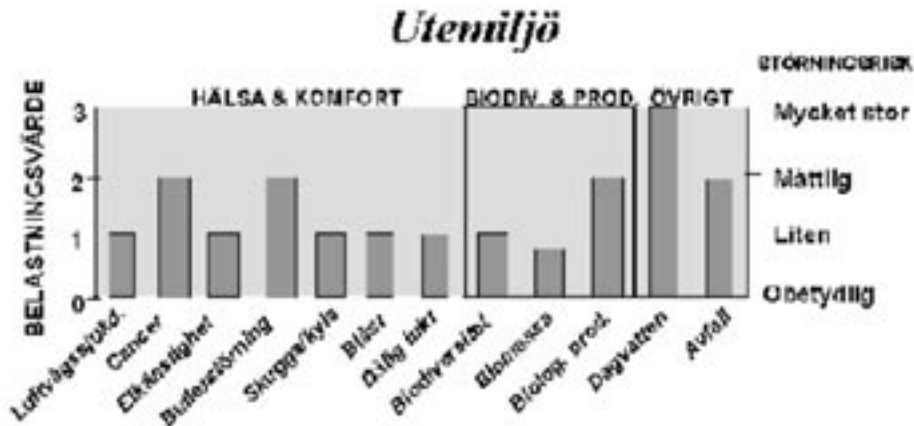
Mauritz Glaumann & Ulla Westerberg

Avvägningar ingår i allt beslutsfattande. I mer precis betydelsekanmantalaomvägningellerviktning av olika delfrågors relativa betydelse. Man viktar alltså för att man ska kunna dra slutsatser när många oberoende faktorer ingår i problembilden. Behovet av viktning uppstår i många vardagliga situationer, t.ex. när man gör inköp och väljer bland olika varumärken. Man kan gå systematiskt tillväga och bestämma några bedömningskriterier som går att tillämpa samtidigt på de olika alternativen. Det kan vara pris, livslängd, utseende, symbolvärde etc. Jämförelserna resulterar i ett antal en-dimensionella bedömningar som i sin tur måste vägas mot varandra. Beroende på vad målet är kan man välja att lägga större vikt vid vissa kriterier än andra.

Systematisk viktning med avseende på många kriterier är en form av multikriterieanalys. Den gör det möjligt att hantera många aspekter parallellt, klargöra argument eller brist på argument för olika ställningstaganden och underlätta känslighetsanalyser. Man kan belysa betydelse, samband och konsekvenser som kan ge nya insikter.

Multikriterieanalysen levererar emellertid inte några objektiva resultat när subjektiva val gjorts under processen. Därför är det viktigt att ställningstaganden under vägen redovisas klart och att konsekvenserna av dem belyses. Resultaten styrs alltså av metodval och ofta också av den som utför analysen. Ideologi, vision, intuition och känsla försvinner i vägningar när bara mätbara aspekter tas med. Men syftet med den instrumentella viktningen är just att begränsa subjektiva omdömen hos värderaren, vilket i sin tur leder till att aspekter som är svåra att mäta utesluts. Att analysera problemstrukturer tar tid och orsakskedjor kan vara svåra att överblicka. Säkert finns också ett hinder i form av uttalad eller intuitiv skepsis mot viktning bland praktiker när forskare och tekniker utvecklar beslutsmodeller som inskränker friheten att välja passande argument efter situationen.

Multikriterieanalys håller på att utvecklas till ett spännande och användbart verktyg med många tillämpningsområden. I en doktorsavhandling utvecklas multikriterieanalysens möjligheter att understödja beslutsprocesser i arkitektarbetet (Andresen 2000).



Figur 1. Öviktad miljöprofil för utemiljön i EcoEffect (modifierad efter Florgård C, 2000).

Viktning är också en nödvändig ingrediens vid tolkning av livscykelanalyser. Här diskuteras viktningens problematiken mot bakgrund av en metod att värdera miljöbelastning orsakad av en byggnad och omgivande tomt, EcoEffect, som utvecklas vid KTH och Högskolan i Gävle, (Glaumann 1999). Viktning behövs dels om man vill avgöra vilka av de konstaterade byggnadsrelaterade miljöproblemen som är viktigast att åtgärda, och dels om man vill summera olika problem för att göra översiktliga jämförelser mellan olika byggnader.

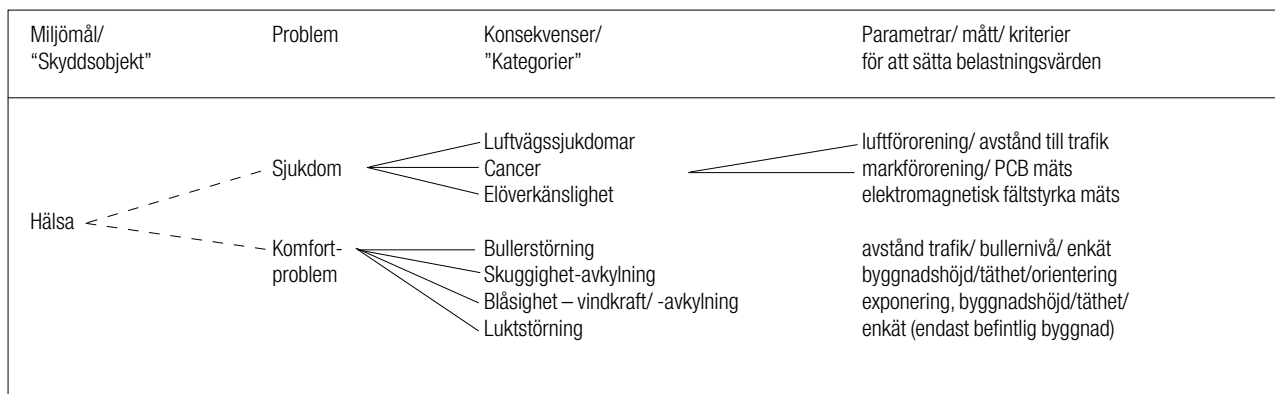
Utgångspunkter för viktning och värdering i Eco-effect

Miljövärderingen i EcoEffect-metoden görs med avseende på konsekvenserna för människors hälsa, ekosystem och naturresursförbrukning. Dels värderas utsläpp, avfall och resursförbrukning i ett globalt och långsiktigt perspektiv med hjälp av livscykelanalys. Värderingen presenteras i termer av byggnadens relativa bidrag till försurning, övergödning, ozonuttunnning etc. Dels värderas utemiljön och inommiljön med hänsyn till dem som brukar byggnaden och tomten. I det senare fallet används kriterier för att bestämma risken för att brukaren ska drabbas av byggnadsrelaterade sjukdomar och komfortproblem. Det är således negativ miljöpåverkan i ute- och inommiljön som bedöms. De positiva kvaliteter som gör byggnaden användbar och

upplevelserik och värd att över huvudtaget finnas till kommer inte fram i den här typen av värdering som behandlar risker och potentiella skador på människor och miljö. En miljövärdering med EcoEffect-metoden får ses som ett komplement till gängse överväganden av estetisk, funktionell och ekonomisk art.

Det sammanfattande resultatet av en miljövärdering med EcoEffect redovisas som en jämförelse mellan den studerade fastigheten och en referensfastighet grundad på miljöprofiler. Under analysen används både viktade och oviktade profiler. I figur 1 ovan visas ett exempel på en miljöprofil där kategorierna inte är viktade sinsemellan.

Miljöprofilen ovan beskriver den störningsrisk som människa och miljö på en viss fastighet utsätts för uttryckta som belastningsvärdet på en skala från 0= obetydlig störningsrisk till 3= mycket stor störningsrisk. Belastningsvärdet ska förstås som den bedömda risken för att byggnaden och dess närmiljö ska ge negativa effekter på människors hälsa eller ekosystem eller bidra till utarmning av naturresurser. Belastningsvärdet inkluderar dels en sannolikhet för att skada eller störning skall uppstå och dels allvarligheten eller störningsgraden om skadan eller störningen inträffar. Risk antas med detta synsätt vara en produkt av sannolikhet gånger allvarlighet. Det kan innebära att stor sannolikhet



för ett litet obehag kan jämföras med en liten sannolikhet för ett stort lidande, vilket är fallet om man jämför komfortproblem med sjukdomar.

Belastningsvärdena sätts med hjälp av enkäter, mätningar eller beräkningar. Belastningsvärdet 3 betyder, när det gäller enkätsvar om t.ex. buller och lukt i bostäder, att minst 80% av de boende bedömer bullret som mycket störande, dvs. sannolikheten är 80 %. Skalstegen 0 – 3 motsvarar också bullerintervall som kan mätas eller beräknas med varierande noggrannhet. Belastningsvärden för skugga och bläst grundas enbart på beräknade värden och för lukt enbart på enkätsvar.

Oavsett om belastningsvärdet bygger på enkätsvar, mätningar eller beräkningar så ska det innebära samma störningsrisk för ett och samma problem. I vissa fall är det flera parametrar som ingår i mätningen av belastningsvärdet, t.ex. flera enkätfrågor. De viktas då i förhållande till sitt bedömda bidrag till störningsrisken. Det kan också vara fråga om att välja bland flera parametrar. När det gäller bullermätning så mäts exempelvis antingen ekvivalent eller maximal ljudnivå, beroende på om ljudet är jämnt eller om det är momentant med markanta ljudtoppar. Är det både och väljs det högsta värdet. Viktning och värdering förekommer således på olika nivåer och i olika former.

Viktningen utgår från en problembeskrivning där överordnade och underordnade faktorer ordnats i en hierarkisk struktur. På varje nivå skall parametrarna vara oberoende av varandra. Viktningshierarkin tydliggör samband och orsakskedjor. I figur 2 visas den lägsta

nivån med belastningsvärden som sedan multipliceras med vikter upp genom hierarkin.

Viktningen lyfter fram värderingsproblematiken i ljuset och synliggör grunderna för beslut. Vikterna som föreslås i metoden har hittills satts med hjälp av resonemang inom projektgruppen för EcoEffect, men arbete pågår för närvarande för att få viktningen mer systematisk och objektiv. Viktningen som ingår i metoden ska vara transparent och vikter ska kunna ändras av den som gör värderingen.

Viktningens principer

Systematisk viktning av samhällliga miljöproblem kan göras enligt olika principer. På livscykelanalysens område diskuteras bland annat följande modeller:

- monetär problem värdering miljöproblem
betalningsvillighet för att undvika miljöproblem
- beräknade kostnader för att få bort/avveckla miljöproblem
faktiska kostnader tex. för produktionsbortfall
- opinionsbaserad värdering (opinionsmätning)
experters åsikter (tex. från expertpanel)
intressentgruppers åsikter (opinionsmätning)
allmänhetens åsikter (opinionsmätning)
- skadebaserad värdering
beräknade gränsvärden
uppmätta eller beräknade skador
prognoser och scenarier

I verkligheten tas sällan beslut efter renodlade principer, och politiska beslut är normalt en blandning av alla

tre principerna ovan. Bedömningspaneler i opinionsbaserade värderingar kan väljas bland miljöexperter, politiker, intressenter, brukare eller medborgare. Det ligger nära till hands att välja experter som är insatta i den aktuella problematiken och förstår vad det är som jämförs. Men även experter påverkas av sina intresseområden, och samstämmigheten i bedömningarna har ofta visat sig vara ganska låg. Delphi-teknik, dvs. stegvis uppbyggda gruppenkäter eller gruppdiskussioner, har använts i sådana fall där det ansetts viktigt att uppnå konsensus, t.ex. när man jämfört produkter genom livscykelvärdering (t.ex. Virtanen et al 1999).

Med utgångspunkt från miljöskatter går det att räkna sig fram till vikter för t.ex. utsläpp av olika slag. Dessa vikter avspeglar då en politisk vilja som emellertid kan vara ganska godtyckligt påverkad av kompromisser. Sammanvägningar kan emellertid också utgå direkt från politiska mål. Principen "distance to target" baseras på hur mycket miljöbelastningen avviker från miljömål som är grundade på en eller flera av ovanstående principer. I Sverige har Byggsektorns kretsloppsrad genomfört en viktning av betydande miljöaspekter inom sektorn med avseende på de 15 nationella miljö kvalitetsmålen (www.kretsloppsradet.com). Detta arbete behandlar emellertid miljöpåverkan på nationell nivå och det är knappast tillämpligt på byggnadsnivå. Olika politiska mål är för övrigt av olika dignitet och de relativa värdena bör således inte jämföras och adderas utan vidare. Metoder av det här slaget är därför inte viktningmetoder i egentlig mening, även om de ofta används så (Finnveden 1999).

Konsekvenserna av miljöproblem är till stor del ofullständigt kända, och inom många områden är oenigheten bland experter ganska stor. Information assimileras och åsikter utvecklas i olika kulturella sammanhang. Egenintressen bryts mot samhällsintressen. Även om kunskaperna om miljöproblemen kommer från experterna, så finns en stor skillnad i synen på miljöproblem mellan olika grupper i samhället. Antropologen Mary Douglas har utvecklat en kulturteori som frekvent åberopas i samhällsvetenskapligt inriktad miljöforskning. Teorin förklarar varför människor har olika syn på miljörisiker, och varför det finns åsiktsskillnader som inte kan överbryggas (Douglas & Wildavsky,

1982). Fyra extremtyper har definierats utifrån variablerna grupptillhörighet och upplevda sociala och institutionella restriktioner – "egalitarianen", som förordar försiktighetsprincipen och inte är beredd att ta några risker, "individualisten", som kräver bevis och litar på att marknaden kan klara även miljöproblemen, "hierarkisten" som litar på vetenskapen och samhällets möjligheter att klara miljöproblemen med hjälp av olika styrmedel och slutligen "fatalisten", som tror att miljöproblemen ligger utanför människans kontroll och tycker det är lönlöst att försöka göra något åt dem.

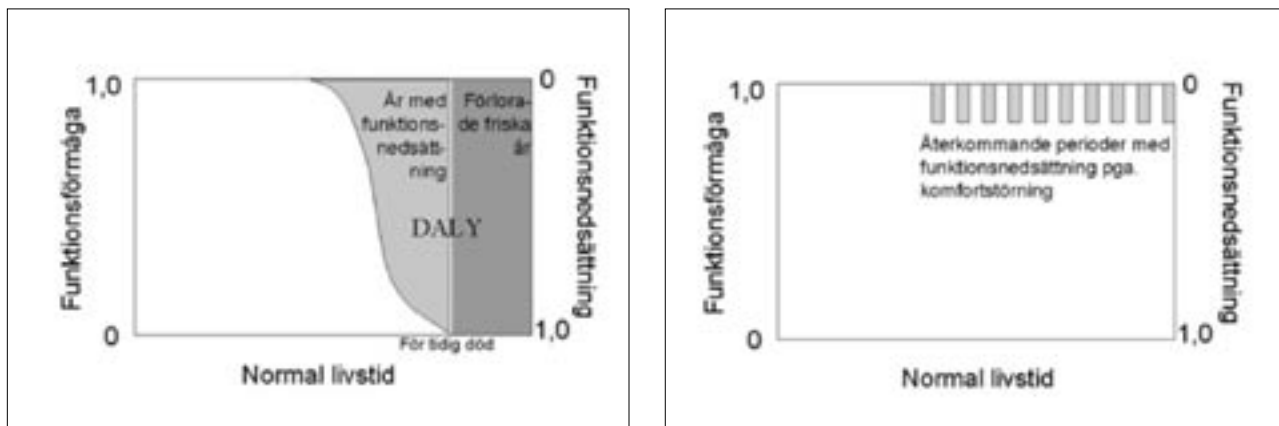
De tre förstnämnda extremtyperna har använts som utgångspunkt för att modellera olika teoretiska uppsättningar av värderingar i en holländsk livscykelanalysmetod, Eco-indicator 99 (Hofstetter P 1998, <http://www.pre.nl/>). Fatalistens ståndpunkt som innebär att det är lönlöst att göra något åt miljöproblemen är givetvis irrelevant i det här sammanhanget. Den som använder EcoIndicator99 kan få resultatet beräknat enligt valfria proportioner av de tre kulturtypernas miljösyn.

De givna vikterna i EcoEffect kan sägas motsvara hierarkistens synsätt som är det etablerade samhällets i så motto att vikterna där så är möjligt utgår från etablerade gränsvärden och beräkningar. Alla vikter är emellertid möjliga att påverka på olika nivåer i värderingssystemet.

Viktning av sjukdomar enligt DALY-principen

Viktningen i EcoEffect har som mål att vara skadebaserad i den meningen att den görs med avseende på de bedömda eller uppmätta negativa konsekvenserna för människors hälsa, ekosystem och naturresursförbrukning. Den är opinionsbaserad i den meningen att den bygger på experters och brukares kvalitativa bedömningar, t.ex. vad gäller komfortproblem och sjukdomstillstånd.

För jämförelser av skada/lidande vid olika sjukdomar utnyttjar EcoEffect en metod som utvecklats av WHO, världshälsoorganisationen. Mätenheten, DALY, "disability adjusted life years", ger ett samlat mått på den skada en sjuk människa lider dels genom den funktionsnedsättning som kan tillskrivas sjukdomen och dels genom den förkortade livstiden som kan följa. Metoden gör det möjligt att uppskatta och jämföra



Figur 3. Principen för DALY-beräkning visas av det vänstra diagrammet där det färgade området utgör DALY-värdet i år. Till höger visas en möjlig tillämpning av principen på återkommande komfortproblem, t.ex. vid utevistelse. Ytan av hela diagrammet motsvarar ett liv fullt frisk fram till uppnådd medellivslängd. De färgade ytorna utgör tid med nedsatt livskvalitet (funktionsnedsättning) och förlorad tid pga. för tidig död. Ju större andel av rektangeln som är färgad desto värre drabbad är en person.

skadan/lidandet på individnivå och på en aggregerad nivå. Måttet används t.ex. som underlag för prioriteringar inom sjukvården. Funktionsförlusten beräknas genom en funktions(nedsättnings)vikt multiplicerad med den tid man lever och är sjuk, med tillägg för den förkortade livslängden. En kort tid med en allvarlig sjukdom likställs med detta synsätt med en lång tid med en lindrig sjukdom. Funktionsvikten bedöms på en skala från frisk = 0 till död = 1. Antalet förlorade år på grund av död respektive år levda med funktionsnedsättning grundas på statistik för olika sjukdomar och människors genomsnittliga livslängd.

Funktionsvikterna har i sin ursprungliga version (Murray, Lopez 1996) fastställts av en grupp experter med hjälp av "Person Trade Off"-teknik, vilken påminner om den politiska prioriteringsprocessen där en given budget ska fördelas mellan olika slags sjukdomar, alltså en opinionsbaserad och monetär viktningsmetod. Metoden har också tillämpats i Sverige (Backlund et al 1999), men tyvärr har vikter inte tagits fram för alla hälsoproblem som finns med i EcoEffect.

Exempel: Viktning av komfortproblem i utemiljön

Här ska vi beskriva hur man kan vikta komfortproblem i utemiljön. Det är belastningsvärdeskalorna som ska göras jämförbara genom viktningen. Skalorna antas var linjära och ha samma nollpunkt, dvs. ingen eller obetydlig störningsrisk. Utgångspunkten för viktningen är således störningsrisken motsvarande belastningsvärde 3. Störningsrisken utgörs dels av en sannolikhet att drabbas eller störas, och dels av en allvarlighet i störningen.

Sannolikheten att bli mycket störd av buller och lukt är 80 % vid en belastningsnivå som motsvarar 3, dvs. 80 % av brukarna uppger i en enkät att de blir mycket störda vid denna nivå, och kriterierna för beräknade och uppmätta värden har satts därefter. Sannolikheten att bli mycket störd av blåsighet eller skuggighet, som enbart bedöms genom beräkningar antas följa samma logik, dvs. sannolikheten att bli mycket störd är 80% vid belastningsnivån 3. Sannolikheten att drabbas av en komfortstörning är således flerfaldigt större än att drabbas av en byggnadsrelaterad sjukdom. San-

nolikhet har redan formen av en dimensionslös vikt som kan användas direkt i viktningen. Vi kallar den responsvikt eftersom den hänger ihop med skillnaderna i hur individer svarar på olika störningar.

Allvarligheten eller det sammanlagda obehaget av exempelvis buller kan mätas på motsvarande sätt som lidandet vid en sjukdom, dvs. som varaktigheten i bullerstörningen, (den tid som en person är utsatt för buller), multiplicerad med en funktionsvikt specifik för just bullerstörning i förhållande till andra störningar. En skillnad mellan sjukdomar och komfortproblem är att komfortstörningar upphör när exponeringen upphör, t ex. när man lämnar den "störda" platsen, medan man bär med sig sjukdomen och lidandet när man väl blivit sjuk.

Klimatförhållandena kan variera ganska mycket kring en byggnad både i tid och rum. Olika platser kan användas eller vara avsedda för olika aktiviteter som i sin tur är olika störningskänsliga, vilket bör påverka funktionsvikterna. Vid bestämningen av varaktigheten i störningen måste man ta hänsyn till att olika platser används olika länge. Det görs genom en användningsvikt. Man måste också ta hänsyn till att förekomsten av olika belastningar (blåst, buller etc.) varierar med tiden. Det görs genom en förekomstvikt.

Kategorivikt kallar vi den vikt som möjliggör jämförelse av olika belastningsvärden. De olika vikter som diskuteras kan sammanfattas enligt följande:

RISK (belastningsvärde) = allvarlighet x sannolikhet

VIKTAD RISK = kategorivikt x belastningsvärde

KATEGORIVIKT = allvarlighetsvikt x responsvikt (=sannolikhet)

ALLVARLIGHETSVIKT = varaktighetsvikt x funktionsvikt

VARAKTIGHETSVIKT = förekomstvikt x användningsvikt

Sammanfattning:

Kategorivikt = responsvikt x förekomstvikt x användningsvikt x funktionsvikt

Antaganden om användningsmönster och olika störningssignalers variation i tid och rum, liksom hur obehagliga och aktivitetshämmande de är, ligger bakom de gränsvärden och riktvärden som uppmätta och beräknade belastningsvärden för olika komfortproblem baserats på, t.ex. skuggigheten som mäts som den sammanlagda teoretiska soltiden på balkonger och uteplatser mellan 9 och 17 vid jämn dygn (t.ex. God Bostad 1960, Westerberg 1989). Sådana antaganden är den grund som viktningen måste bygga vidare på genom korrigeringsfaktorer för de olika skalor som använts.

Preliminära viktningresultat visas i tabellen nedan för att visa principen.

Varaktighetsviktning

Förekomstvikten anger förekomsten av störande buller, lukt, skugga eller blåst motsvarande belastningsvärde 3 uttryckt som en tidsandel. När det gäller bullerstörning avses i princip ett dagligen förekommande jämnt buller på en viss nivå eller ett ojämnt buller som jämföras med ett jämnt buller. Luktstörning värderas enbart genom enkäter i befintliga byggnader. Luktfrå-

Problemkategori: Kategori vikt	Responsvikt (sannolikhet)	Allvarlighetsvikt			Totalvikt
		Varaktighetsvikt	Funktionsvikt	Förekomst vikt	
Komfortproblem i utemiljön (normaliserad)					Användnings vikt
	totalvikt)				
Blåst	0,8	0,66	0,08	0,35	0,015
0,34					

gorna i enkäten ringar in störningsfrekvensen i termer av dagligen, några ggr i veckan etc., och belastningsvärde 3 avser "dagligen" och "mycket störd", således en daglig störning. Frekvensvikten motsvarar här andel dagar med belastningsnivå 3, dvs andelen är 1.

Belastningsvärdet för blåsighet ska spegla den genomsnittliga blåsigheten kring en byggnad. Den mäts som en kombination av hushöjd och avstånd till vindskyddande hinder. Belastningsvärde 3 motsvarar vindförhållanden som är mycket störande vid stillasittande. På en vindutsatt plats kan de råda under ca 2/3 av tiden. Siffran är hög, men så vindutsatta platser är å andra sidan sällsynta. Uppgifterna bygger på författarnas tidigare forskning om vind i bebyggelseplanering, som bland annat grundar sig på mätningar i bostadsområden, (Glaumann M, Westerberg U, 1988).

Enligt klimatstatistiken har ungefär en tredjedel av dagarna sol under störningstimmar och mer vid jämndygn, som väljs som ett genomsnitt för året och i enlighet med hur belastningsvärdet mäts. Detta gäller för Stockholm, men skillnaderna mellan olika landsändar är just vid dessa tidpunkter på året ganska liten. De åtta soltimmarna kan givetvis inträffa vid olika tider på dygnet, men chansen är ändå förhållandevis stor att de inträffar när det passar att vara ute. Det är då, när det är soligt, som skuggigheten kan uppfattas som en störning. Det är således bara under en tredjedel av tiden som skuggigheten på en uteplats överhuvudtaget bedöms ha någon negativ betydelse. (Att skugga också kan vara önskvärd bortses från här.)

Uteplatser och balkonger antas i genomsnitt användas maximalt några timmar om dagen under sommarhalvåret, vilket ger användningsvikten 0,08. Gångvägar och entréområden antas användas 10 min om dagen hela året runt vilket ger användningsvikten 0,007, dvs. bara tiondelen så mycket.

Funktionsvikt

I DALY-metoden bestäms funktionsvikter för sjukdomar med avseende på bl.a. smärta, oro och nedsatt förmåga att arbeta, röra sig och sköta sin hygien. Funktionsvikterna för komfortproblem har en analog innebörd. Smärta och oro motsvaras av obehagskänslor. Nedsättning av arbetsförmågan är en viktig

bedömningsaspekt när det gäller skolor och andra arbetsplatser. Buller leder exempelvis till påvisbart nedsatt prestationsförmåga. För bostäder handlar det också om störningar eller hinder i de olika aktiviteter som inne- och utemiljön ska tillgodose. Rörliga aktiviteter är i allmänhet mindre komfortberoende än stillasittande, och särskilt mindre känsliga för avkylning. Komfortstörningar på balkonger och uteplatser, där man mestadels sitter stilla, är av den anledningen således en större olägenhet än på kommunikationsytor där man rör sig. Kommunikationsytor används dessutom under betydligt kortare tid. I viktningsexemplet nedan utgår vi därför från förhållandena på uteplatser och aktiviteten stillasittande. Vid miljövärderingen kan det emellertid vara lämpligt att göra en rumsligt mer nyanserad bedömning även om den sammanfattande viktade bedömningen sedan representeras av ett genomsnittsvärde som gäller enbart uteplatserna.

Användningsvikt och förekomstviktsätts i princip med utgångspunkt från objektivt mätbara förhållanden. Funktionsvikter sätts genom en subjektiv bedömning av ett representativt urval av brukarenärdet gällande komfortproblemen. Vikterna i exemplet har satts inom projektgruppen. Obehagligheten har översatts till funktionsvikter på skalan 0–1. Vi har använt en enkel metod för översättningen. De jämförda delproblemens obehaglighet har först rangordnats. Därefter har de placerats in direkt på skalan genom fördelning av 100 "obehaglighetspoäng" i proportion till hur störande de är. Det är en iterativ process med jämförelser uppåt och nedåt. Man kan också använda någon mer sofistikerad teknik, tex. Analytical Hierarchy Process, som spaltar upp problemet i parvisa jämförelser.

Funktionsvikten ska representera den momentana obehagligheten. Enligt vår bedömning är blåst och skugga, som gör att man fryser, obehagligast och utgör i praktiken det största hindret för stillasittande på en uteplats. Blåst har i allmänhet en mer avkylande effekt än skugga, (och vindkraften förhindrar för övrigt många aktiviteter redan vid låga vindhastigheter.) Därefter i obehaglighet kommer i nämnd ordning lukt och buller. Båda är obehagliga, men till skillnad från kyla vänjer man sig vid dem. Tidsaspekten kan därför när det gäller buller och lukt få en omvänd effekt på obe-

haget jämfört med vad den har vid skugga och blåst. Vi tar hänsyn till detta när vi bedömer obehagligheten, men inte när vi bedömer varaktigheten.

Viktning mellan komfortproblem och sjukdomar och mellan ute och inne

Viktning mellan komfortproblem ute och inne och mellan komfortproblem och sjukdomar görs genom att man väljer ut och jämför ett likartat "referensproblem" från vardera kategorin, t.ex. störning av trafikbuller ute och inne. Det räcker för att man ska kunna räkna ut vikter mellan kategorierna. Det nämns ofta att vi tillbringar 90–95 % av tiden inomhus, (utan vetenskaplig referens.) Vid en viktning mellan komfortproblem ute och inne ger det användningsvikter på 0,1 för ute och 0,9 för inne. Ute väger således den högre bullernivån upp den kortare varaktigheten, vilket gör att störningsnivåerna ute och inne kan vara jämförbara i storlek och båda värda att ta hänsyn till.

Modellen kan i princip också användas för jämförelse mellan komfortproblem och sjukdomar. Det är då lämpligt att jämföra ett komfortproblem och en vanlig sjukdom som kraftig förkylning, som de flesta kan ha erfarenhet av. Funktionsvikten för förkylning är 0,07, vilket kan jämföras med ständig värk från förslitna höfter, 0,2 och demens, 0,8. Funktionsvikten för olika former av cancer ligger mellan 0,07 och 0,25 (Vikter enligt Peterson et al 1998). Varaktighetsvikten för sjukdomar motsvarar antalet DALY (funktionsjusterade år) dividerat med normallivslängden.

Jämfört med komfortproblemen kan de byggnadsrelaterade sjukdomarna innebära ett betyd-



Mauritz Glaumann, arkitekt, T.Dr & Ulla Westerberg, arkitekt, T.Dr
KTH och Högskolan i Gävle
mauritz.glaumann@hig.se
ulla.westerberg@hig.se

ligt större lidande under en längre tid. Sannolikheten att drabbas av en byggnadsrelaterad sjukdom är emellertid avsevärt mindre. Därför blir riskerna för komfortproblem och sjukdomar möjliga att jämföra på samma skala. Om de anges i samma enhet, disability adjusted life years eller år med funktionsnedsättning som i fig 3, kan de teoretiskt sett också adderas och även anges för olika platser och rum.

Slutord

Hur väl speglar systematiken de värderingar som vi vill lägga på miljöproblemen? När det gäller värdering och viktning med avseende på hälsa så handlar det om att försöka spegla hur vi upplever och bedömer obehag. Människor fäster spontant större vikt vid de negativa konsekvenserna av en olycka än sannolikheten för att drabbas när de gör riskbedömningar, (Brehmer B, 1993). Människors riskbedömning kan inte, som belastningsvärdet, definieras som en enkel produkt av sannolikhet för och allvarligheten i en miljöeffekt, och allvarligheten låter sig inte utan vidare mätas i termer av lidande och tid. Det är uppenbart att värderingen av just tiden kan göras på många olika sätt. Man kan exempelvis hävda att tiden är mer värdefull i vissa sammanhang än andra eller att man vänjer sig vid obehag som buller och lukt. Tills vidare arbetar vi för enkelhetens skull med linjära samband, men vi är öppna för att exempelvis pröva logaritmiska skalor för tid och sannolikhet.

Slutresultatet av en systematisk viktningssystemprocess kan ibland visa sig stämma illa med en intuitiv bedömning. Vi har emellertid gjort den erfarenheten att både den intuitiva bedömningen och viktningssystemet har en ömsesidig nytta av varandra. Rationaliteten i viktningen kan hjälpa till att upptäcka oartikulerade kvaliteter och brister likaväl som att avslöja slentriantänkande i en spontan subjektiv värdering.

Det ska slutligen påminnas om att EcoEffect är under utveckling. De framförda förslagen får ses som ett bidrag till diskussionen om hur man kan jämföra och bedöma miljöpåverkan i sammanfattande mått, vilket kan vara till nytta både i byggnadsplanering och fastighetsförvaltning.

Referenser

- Andresen I, 2000. A Multi-Criteria Decision-Making Method for Solar Building Design, the Norwegian University of Science and Technology, Faculty of Architecture, Planning and Fine Arts Department.
- Backlund I, Peterson S, Diederichsen F, 1999. Sjukdomsbördan i Stockholms län – en regional DALY-kalkyl. Socialmedicin Samhällsmedicin, Stockholms läns landsting.
- Byggsektorns kretsloppsrad. Byggsektorns betydande miljöaspekter. Miljöutredning för byggsektorn. Slutrapport. Jan 2001. <http://www.kretsloppsradet.com/miljoutredning.html>
- Brehmer, B. (1993): Upplevd Risk, Riskkollegiet skrift nr 3.
- Douglas M, Wildavsky A, 1982. Risk and culture.
- Eco-indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment (en utförlig beskrivning av metoden kan laddas ner gratis på http://www.pre.nl/download/EI99_methodology_v2.pdf)
- Finnveden G, 1999. A critical review of operational Valuation/ Weighting methods for Life Cycle Assessment, AFR-report 253, Swedish environmental protection agency.
- Florgård C, 2000. Miljövärdering utomhus. Tillämpning av EcoEffect-metoden på utemiljö. Institutionen för landskapsplanering Ultuna. Samhälls- och landskapsplanering nr 12. Uppsala 2000.
- Glaumann M, 1999. EcoEffect, Miljövärdering av bebyggelse, KTH Byggd Miljö.
- Glaumann M, Westerberg U, 1988. Klimatplanering – Vind. Svensk Byggtjänst
- Hofstetter P, 1998. Perspectives in life cycle impact assessment; a structured approach to combine models of the technosphere, ecosphere and valosphere, Kluwer Academic publishers.
- Murray CJL, Lopez AD. The global burden of Disease. Cambridge MA, Harvard University Press 1996.
- Peterson S, Backlund I, Diederichsen F, 1998. Sjukdomsbördan i Sverige – en svensk DALY-kalkyl, Karolinska Institutet, KI rapport 1998:16.
- Westerberg U, 1989. Klimatstudier i bostadsområden. Underlag för planeringskriterier för sol och vind. SB:19, Statens institut för byggnadsforskning.
- Virtanen Y, Torkkeli S, Wilson B, 1999. Valuation of a Delphi technique based on expert judgement method for LCA valuation – Delphi II, VTT Technical research centre of Finland, Espoo 1999
- Burström K. Personlig kommunikation om DALY.