

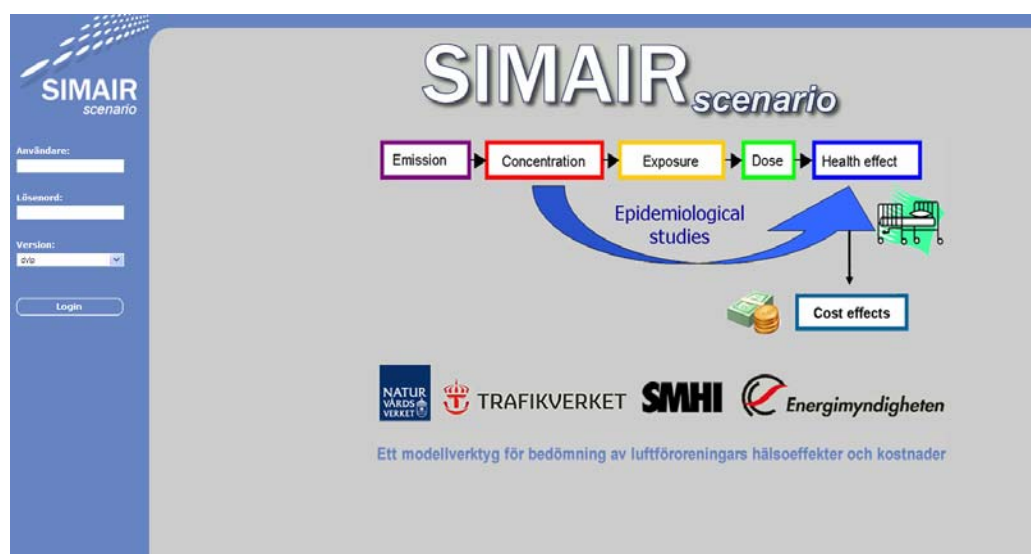
SIMAIRscenario

- ett modellverktyg för bedömning av luftföroreningars hälsoeffekter och kostnader

Gunnar Omstedt, Bertil Forsberg¹, Lena Nerhagen², Lars Gidhagen och Stefan Andersson

¹ Umeå universitet

² Länsstyrelsen Dalarnas Län



METEOROLOGI Nr 146, 2011

SIMAIRscenario

- ett modellverktyg för bedömning av luftföroreningars hälsoeffekter och kostnader

Gunnar Omstedt, Bertil Forsberg, Lena Nerhagen, Lars Gidhagen och Stefan Andersson

Förord

Detta projekt har utförts på uppdrag av Trafikverket, Energimyndigheten och Naturvårdsverket. Projektet heter: ***Nationellt verktyg för systemanalys av emissionsscenarier***. Projektbeställare från Trafikverket är Martin Juneholm och från Energimyndigheten Åsa Karlsson (Energimyndighetens projekt 30681-1). En styrgrupp med representanter från Trafikverket, Energimyndigheten och Naturvårdsverket har följt arbetet. Från Naturvårdsverket har Maria Ullerstam och Titus Kyrklund deltagit. Valentin Folescu tidigare chef för Luftmiljögruppen vid SMHIs forskningsavdelning startade arbetet. Lars Örtegren (Apertum AB) har byggt verktyget. Ett stort tack till alla som bidragit till detta projekt.

Sammanfattning

SIMAIRscenario är ett nytt webbaserat modellverktyg för bedömning av luftföroreningars hälsoeffekter och kostnader. Det tillhör SIMAIR familjen, som är ett nationellt modellsystem för emissioner och luftkvalitet. I SIMAIRscenario kan följande göras:

- Importera haltfält från olika spridningsmodeller som t.ex. SIMAIR och Airviro.
- Bearbeta dessa med hjälp av olika matematiska operatorer.
- Importera och lagra detaljerade befolkningsdata för hela Sverige och bearbeta dessa med hjälp av olika matematiska operatorer.
- Presentera halter och befolkningsdata på karta.
- Utföra exponeringsberäkningar för olika halt- och befolkningsfält och presentera beräkningsresultaten på karta och i tabeller.
- Beräkna risker i form av extra hälsoutfall och göra ekonomisk värdering av dessa.

Med hjälp av SIMAIRscenario kan nyttan av förbättrad luftkvalitet mellan ett basfall och ett scenariefall beräknas, uttryckt som hälsovinst och kostnadsvinst. Verktuget är därför speciellt lämpad som ett planeringsverktyg för olika alternativa förändringar av emissioner och halter. Exempel på en sådan tillämpning ges i rapporten.

I denna rapport presenteras SIMAIRscenario tillsammans med översiktliga beskrivningar av kunskapsläget vad gäller hälsoeffekter från luftföroreningar och ekonomiska värderingar av dessa.

Varje del i beräkningarna innehåller osäkerheter. Det gäller såväl för haltberäkningar som för hälsouppskattningar och ekonomiska värderingar. Det är därför angeläget att genomföra analyser av dessa och också ta fram en metodik för att kvantifiera osäkerheten i de olika beräkningsstegen. Detta är dock en komplicerad problemställning som inte rymts i det här redovisade projektet. SMHI föreslår att en sådan metodik utvecklas som ett eget projekt.

Abstract

SIMAIRscenario is a new web based tool developed for estimation of health impacts and economic benefits occurring when populations experience changes in air quality. It is a new member of the SIMAIR family, which is a national air quality system for Sweden. In SIMAIRscenario following can be done:

1. Import air quality data fields from different dispersion models such as SIMAIR and Airviro.
2. Process air quality data by different mathematical operators.
3. Import and store detailed population data and process them by different mathematical operators. Population data for the year 2008 divided in different age groups with the resolution of 100*100 meters for the whole country is now available.
4. Presentation of air quality and population data on maps.
5. Perform exposure calculations and presents results on maps and in tables.
6. Perform health impact assessments and valuation of these impacts in monetary terms.

The air quality change is calculated as the difference between the starting air pollution level, also called the baseline, and the air pollution level after some change, also called the scenario. The scenario can be described as a major change in activities or technical solutions in an urban or regional area or a regulation leading to different emissions to the atmosphere compare to the baseline.

Innehållsförteckning

1. Inledning	1
2. Metod	2
2.1 Beräkningsalgoritm	2
2.2 Halter	5
2.3 Befolkningsdata	7
3. Hälsoeffekter	8
3.1 Hälsoutfall	9
3.2 Exponeringsvariabler	9
3.3 Indikatorföroreningar	9
3.4 Halt- och riskökning	10
3.5 Livslängdsförlust och förtida död	10
3.6 Akuta inläggningar på sjukhus	11
4. Introduktion till ekonomisk värdering	14
4.1 Ekonomisk värdering av hälsoeffekter orsakade av luftföroreningar	15
4.2 Värdering av risken för förtidig död	18
4.2.1 Värderingsmetoder	18
4.2.2 Förslag på ekonomiska värden i litteraturen	20
4.3 Värdering av minskad risk för sjukdom	21
4.3.1 Värderingsmetoder	21
4.3.2 Förslag på ekonomiska värden i litteraturen	22
4.4 Rekommenderade värden i SIMAIRscenario	25
5. Webbapplikationen	27
6. Exempel på tillämpning	34
7. Osäkerhetsuppskattningar	40
Referenser	40
Bilaga 1 Grid resampling	44

1. Inledning

Epidemiologiska studier i bland annat USA och Europa har påvisat starka samband mellan luftföroreningar och ökad sjuklighet och dödlighet (WHO, 2006). Dessa samband används allt mera i beslutsprocesser där också kostnader för luftföroreningarnas hälsoeffekter beräknas. De flesta analyser indikerar att det är för tidig dödlighet orsakad av långtidsexponering av luftföroreningar som ger de största hälsoproblemen och kostnaderna. I Europa har en metod tagits fram för hälsokostnadsberäkningar via det så kallade ExternE projektet (ExternE, 2005). Metoden går ut på att fastställa vilken påverkan utsläpp av enskilda föroreningar har på omgivningen och värdera denna påverkan i ekonomiska termer. För studier av hälsopåverkan används spridningsmodeller i kombination med befolkningsdata för att beräkna befolkningsexponering. Med hjälp av koncentration-respons funktioner som baseras på epidemiologiska studier fastställs vilka effekter den framräknade exponeringen ger upphov till. Baserat på ekonomiska värderingsstudier beräknas därefter kostnaderna för de olika effekterna. Uppskattningar av osäkerheter och känslighetsanalyser genomförs också.

I Sverige har flera hälsokonsekvensbedömningar gjorts. Forsberg et al. (2005) uppskattar att i Sverige dör ca 5300 personer per år för tidigt på grund av antropogena partiklar. Av dem uppskattas att ca 3500 personer per år dör förtidigt på grund av långdistanstransporterade partiklar och att ca 1800 personer per år dör förtidigt på grund av partikelemissioner från lokala källor. Andersson et al. (2009) har uppskattat populationsexponering och dödlighet orsakad av regionala bakgrundshalter i Europa. Johansson et al. (2009) har uppskattat hälsovinsten med att införa trängselavgifter i Stockholm. Nerhagen et al. (2005) ger förslag på beräkningsmetod för uppskattning av kostnader för vägtrafikens luftföroreningar. Metoderna i dessa studier är snarlika. Befolkningsexponeringen beräknas för vissa geografiska områden. Epidemiologisk information om koncentration-respons samband används tillsammans med information om grundförekomsten av hälsoeffekten. Därefter beräknas kostnaderna för de hälsoeffekter föroreningarna orsakar.

Nyttan av att genomföra hälsokonsekvensstudier med ekonomiska bedömningar är flera; pekar på vilka föroreningar som skapar största problem, ger möjlighet att bedöma alternativa åtgärder, ger underlag för policy beslut mm. Osäkerheterna i många led är ofta stora. Det är inte heller alltid lätt att kvantifiera dem. Trots det kan nyttan vara stor. Studien av trängselavgifter i Stockholms (Johansson et al., 2009) är ett sådant exempel.

I Johansson et al. (2009) används befolkningsdata och haltdata i rutor om 100*100 meter för Stockholm. Halterna har beräknats med hjälp av en spridningsmodell för två emissionsscenarier, där en detaljerad beskrivning gjorts av trafikens emissioner med och utan trängselavgift. Johansson et al. (2009) analyserade också uppmätta luftföroreningshalter före och under trängselförsöket men bedömde att dessa inte kunde användas för att kvantifiera trafikens minskande emissioner på grund av att de meteorologiska variationerna var alltför stora.

Moderna spridningsmodeller kräver relativt omfattande indata. Speciellt gäller det emissionsdata. För en stad kan det handla om att beskriva utsläppen från hundratals punkt-, yt- och linje källor som förändras med tiden. För att göra det hanterligt behöver modellerna kopplas till kända databaser och regelbundna uppdateringar göras. SIMAIR (Gidhagen et al., 2009; Omstedt et al., 2011) är ett sådant modellsystem där flera olika nationella och internationella databaser används. Uppdateringar görs också regelbundet. SIMAIR möjliggör geografiskt detaljerade beräkningar. Haltbidragen från långdistans-transporterade föroreningar beräknas också. I Roadside projektet (Gidhagen et al., 2010) har halter av partiklar beräknats med hjälp av SIMAIR för mer än 25 000 bostadsadresser i landet som underlag för studier av hälsorisker.

Hälsokonsekvensbedömningar med ekonomiska uppskattningar innebär många olika steg inom helt olika vetenskapliga discipliner. För att underlätta detta behövs gemensamma ramverk. Det Amerikanska Naturvårdsverket har utvecklat ett Windows-baserat program för analys av hälso- och kostnadsuppskattningar för förbättringar i luftkvalitet. Programmet heter BenMAP och beskrivs på <http://www.epa.gov/air/benmap/>. Ett liknande verktyg, som heter Air Quality Benefits Assessment Tool (AQBAT), har tagits fram för Canada (Environment Canada, 2010). WHO har också tagit fram ett verktyg som heter AirQ (WHO, 2010)

Syftet med detta projekt har varit att utveckla ett nationellt beslutstödsystem för Sverige där förändringar av emissioner kan analyseras och utvärderas systematiskt med avseende på miljökvalitetsnormer, hälsoutfall och externa kostnader.

2. Metod

2.1 Beräkningsalgoritm

För att uppskatta populationsexponeringen, **PE**, multiplicerar vi befolkningsdata med halter. Ett kanske bättre begrepp är populationslasten (**PL**) men är samma som **PE**. **PL** kan beräknas på följande sätt:

$$PL(\Delta) = c(\Delta) * p(\Delta) \quad (1)$$

Där **c** anger halten i rutan Δ och **p** anger antal personer i rutan Δ . **PL** anges i sorten $\mu\text{g}/\text{m}^3 * \text{antal personer}$. Den populationsviktade medelkoncentrationen, **PWA**, kan då beräknas på följande sätt

$$PWA = \frac{1}{P} \sum_{\Delta} PL(\Delta) \quad (2)$$

Där **P**= totala antalet personer i det totala område beräkningarna görs för, **O**. Den totala befolkningen i området **O** kan då beräknas enligt följande

$$P = \sum_{\Delta} p(\Delta) \quad (3)$$

Metodiken har tillämpats för områden av olika storlekar. Anderson et al. (2009) gör beräkningar för hela Europa. Forsberg et al. (2005) gör beräkningar för Sverige med data uppdelat på olika landskap där varje landskap delas upp i två delar; stad eller landsbygd. Johansson et al. (2009) tillämpar metodiken för Stockholm med upplösning på rutor av storleken 100*100 meter.

Oftast ligger halldata och befolkningsdata i olika beräkningsrutnät med olika rutstorlekar som helt eller delvis täcker varandra. Transformationer behöver därför oftast göras mellan de olika beräkningsrutnäten. I bilaga 1 beskrivs de metoder som används i SIMAIRscenario. Vid en operation mellan haltfält och befolkningsfält är det befolkningsfältet som bestämmer slutresultatet. Haltfältet interpoleras således till befolkningsfältet. Metoderna för det kan vara flera, som beskrivs i bilaga 1, med följande begrepp: receptor point, average by area, sum by area.

För att beräkna hälsorisker används begreppet relativ risk, **RR**. I statistik och matematisk epidemiologi anger den relativa risken (**RR**) kvoten av sannolikheten, **r**, för att en händelse sker i en exponerad grupp jämfört med en icke exponerad grupp

$$RR = \frac{r_{\text{exponerad grupp}}}{r_{\text{icke-exponerad grupp}}} \quad (4)$$

Den relativa risken anges ofta per 10 µg/m³. Exempelvis uppskattar Pope et al. (2002) den relativa risken till 1.06 för ökad dödlighet per 10 µg/m³ av PM2.5. I det fortsatta resonemanget uttrycker vi dock den relativa risken (**RR**) per 1 µg/m³, som också är den enhet som används i SIMAIRscenario.

För att räkna ut hur många människor som riskerar förtidig död på grund av exponering av luftföroreningar behöver vi känna till grundförekomsten för händelsen eller mer korrekt, som det betecknas på engelska; the baseline incidence rate of the health endpoint. Grundförekomsten (baseline incidence raten) för denna händelse är andelen människor som dör naturligt per år inom området utan att dö på grund av luftföroreningar. Vi betecknar denna storhet med **P₀**. Antalet människor som naturligen dör per år inom ett område betecknar vi med **CDN** (antal/år). Andelen människor som naturligen dör inom ett område betecknas med **CDR**, ett vanligt tal för **CDR**=1% dvs. i en population av 1000 människor är det 10 som dör naturligt per år. En del av dessa dör på grund av luftföroreningar och det är resten som utgör grundförekomsten. Låt **P_{death}** beteckna antalet naturligt döda personer per år i en befolkning på **P** antal individer, då gäller att

$$P_{\text{death}} = CDR * P \quad (5)$$

och att

$$P_0 = \frac{P_{\text{death}}}{1 + ((RR - 1) * PWA)} \quad (6)$$

Nu kan då antalet människor som dör per år inom ett område på grund av t.ex. partiklar, PM , beräknas;

$$P_{death}^{PM} = P_0 * (RR - 1) * P * PWA \quad (7)$$

Det spelar ingen roll om man först beräknar PWA i ett område O med rutor av storleken Δ och därefter beräknar P_{death}^{PM} eller om man beräknar P_{death}^{PM} för varje ruta och summerar alla rutor i området, förutsatt att RR och P_0 är konstanter. PWA är dock ett intressant mått att beräkna, vilket också görs i SIMAIRscenario och redovisas separat, se Figur 18. I SIMAIRscenario görs beräkningar på följande sätt:

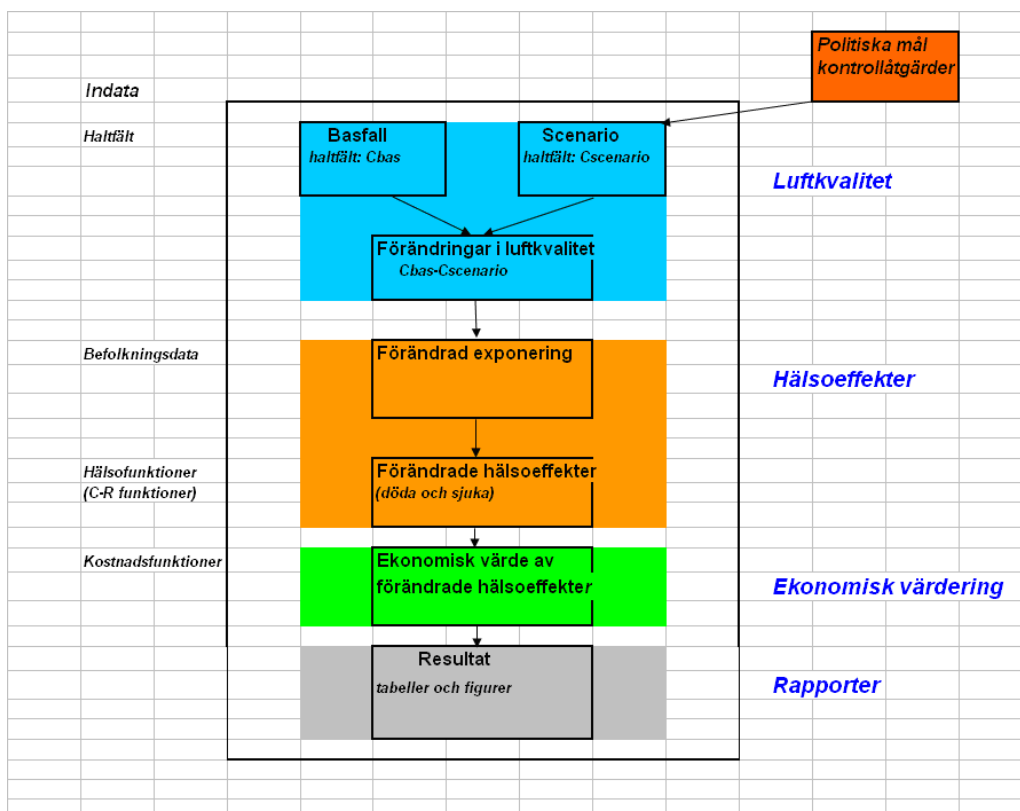
$$P_{death}^{PM} = P_0 * (RR - 1) * \sum_{\Delta=1}^N \overline{c(\Delta)} * \overline{p(\Delta)} \quad (8)$$

Där $\overline{c(\Delta)}$ och $\overline{p(\Delta)}$ anger medelhalten och medelbefolkningen inom ruta Δ och där N anger antal rutor inom området O . De studier vi ofta vill göra är att undersöka hälso- och kostnadsvinsten om man inför några förändringar. Vi skiljer på **basfall** och **scenariofall**. Det man då skulle kunna göra är att först tillämpa ekvation (8) för basfallet därefter för scenariofallet och ta skillnaden. Skillnaden är då den hälsovinst som man skulle få om förändringen införs, vi kallar den nyttan, N , som kan beräknas på följande sätt:

$$NP_{death}^{PM} = P_0 * (RR - 1) * \sum_{\Delta=1}^N (\overline{c(\Delta)}_{basfall} - \overline{c(\Delta)}_{scenario}) * \overline{p(\Delta)} \quad (9)$$

Istället för att ange antalet döda är det vanligt att ange antalet förlorade år för varje död person. För att göra det behöver man göra en analys av livstider i den befolkning som studeras (så kallade life table analysis).

En översiktlig bild av den använda metodiken i SIMAIRscenario visas i Figur 1.



Figur 1. Scenarioverktygets olika delar.

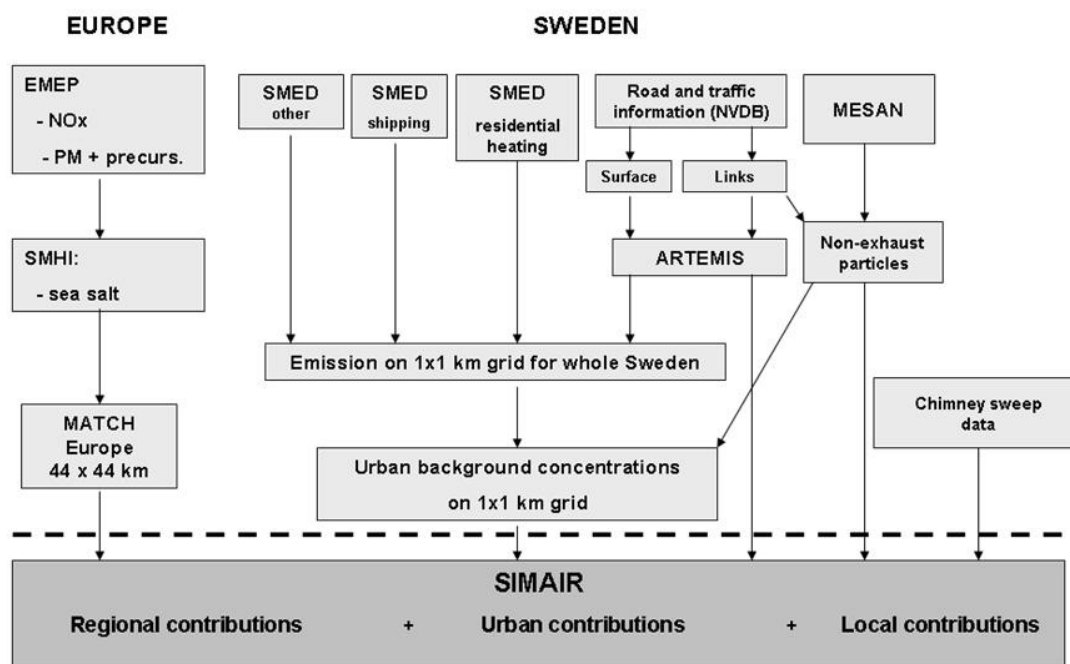
2.2 Halter

För att göra hälso- och kostnadsanalyser behövs haltfält importerat till SIMAIRscenario. SIMAIRscenario innehåller således ingen egen spridningsmodell, se Figur 2. De modellsystem som kan användas är idag SIMAIR och Airviro. Nedan ges en kortfattad beskrivning.

SIMAIRscenario -ett modellverktyg för bedömning av luftföroreningars hälsoeffekter och kostnader			
SIMAIR			Airviro
väg SIMAIRväg	korsning SIMAIRkorsning	ved SIMAIRved	diverse modeller

Figur 2. SIMAIRscenario importerar haltdata från olika modeller.

Modellsystemet SIMAIR (Gidhagen et al., 2009; Omstedt et al., 2010; SMHI och Vägverket, 2005) är resultatet av ett samarbete mellan SMHI, Trafikverket, Naturvårdsverket och Energimyndigheten i syfte att skapa ett verktyg för bedömning av luftkvalitet i svenska tätorter. Samtidigt som systemet är avancerat där olika spridningsmodeller tillämpas på olika skalor, är gränssnittet flexibelt, lättanvänt och enkelt åtkomligt via internet. Två olika webbapplikationer finns; SIMAIRväg och SIMAIRved. Modellsystemets uppbyggnad visas schematiskt i Figur 3.



Figur 3. Schematisk figur över databaser och modeller i SIMAIR. Den streckade linjen skiljer på förberäknade halter från modeller på större skala (över linjen) och halter som beräknas direkt från användargränssnittet via lokala modeller (under linjen).

För beräkning av halter på regional skala används spridningsmodellen MATCH (Robertson et al., 1999; Andersson et al., 2007), som drivs av meteorologiska data från väderprognosmodellen HIRLAM (44x44 km över Europa), samt emissionsdata från EMEP (50x50 km). Förutom MATCH används också tvådimensionell variationell dataassimilering med mätdata för PM10 (Kahnert, 2006), då MATCH ännu inte inkluderar sekundära organiska aerosoler.

Urbana halter av luftföroreningar, på ett 1x1 km rutnät, beräknas med urbana modellen BUM (Berkowicz, 2000a; Andersson et al., 2010). Vid beräkningarna används emissionsdata från SMED (Svenska MiljöEmissionsData) med undantag för Stockholm, Uppsala, Gävleborg och Östergötlands län där emissionsdata från SLB analys används. Spridningsberäkningar görs med två olika modeller:

- För markkällor, såsom trafik och småskalig vedeldning, beräknas halter genom att bidrag från emissioner i ett influensområde uppströms vindriktningen läggs samman för att bestämma halten i en beräkningspunkt.

- För utsläpp från högre punktkällor (till exempel höga skorstenar) görs beräkningarna med en Gaussisk plymmodell.

De meteorologiska data som används i SIMAIR är framtagna med systemet Mesan (Häggmark et al., 2000). Det bygger på optimal interpolationsteknik, där all tillgänglig data från synoptiska och automatiska väderstationer tillsammans med data från vädersatelliter och väderradar viktas samman för att på bästa sätt representera de rådande väderförhållandena för en viss plats och tidpunkt. Beräkningarna görs med en horisontell upplösning på 11x11 km.

Nationella vägdaten (NVDB) är en väg och fordonsdatabas som innehåller uppdaterad information om vägkoordinater, vägens funktionsklass, skyltad hastighet mm. Parallellt finns också en databas med trafikdata, såsom fordonsmängder och andel tung trafik. Avgasemissioner beräknas med emissionsmodellen ARTEMIS (Vägverket och SMHI, 2007).

Haltberäkningar av lokala bidrag från vägtrafiken görs med två spridningsmodeller i SIMAIRväg:

- I gaturum, det vill säga om byggnader finns på en eller båda sidor om gatan, används modellen OSPM (Berkowicz, 2000b).
- För öppna vägar används modellen OpenRoad (Gidhagen et al., 2004).

SIMAIRved innehåller lokala modeller för punktkällor och vägtrafikkällor. En emissionsmodell för småskalig biobränsleeldning är kopplad till den lokala modellen för punktkällor (Omstedt, 2007). Beräkningarna görs i rutnät, som antingen kan vara homogena eller inhomogena.

Airviro är ett webbaserat AQM-system för luftmiljöövervakning. Systemet består av olika moduler. Dessa är i basfallet kommunikation och datainsamling, databas för tidseriedata, dynamisk emissionsdatabas med emissionsmodeller och en modul för spridningsmodeller och beräkningar. Meteorologiska indata till modellerna är företrädesvis lokala mastmätningar men även rutinmeteorologiska data. Modellerna kan exekveras med indata i form av tidsserier och/eller statistiska klimatologier. En kraftfull emissionsdatabas för ett stort antal källor, källtyper och ämnen ingår. Dynamiska emissionsmodeller för alla källtyper är inkluderade i emissionsdatabasen, t ex med möjlighet att bygga upp komplexa trafikmönster. Arbete med systemet görs med hjälp av en webbläsare. Detta innebär att systemet kan installeras på en server som kan nås från en PC via Internet. För mer information, se beskrivningen av Airviro i Handbok för vägtrafikens luftföroreningar (Trafikverket, 2010).

2.3 Befolkningsdata

I SIMAIRscenario importeras geografiskt fördelade befolkningsdata som erhålls från Statistiska centralbyrån. För närvarande används befolkningsdata uppdelad på

åldersklasser för hela landet i rutor om 100*100 meter. På sikt kan andra data komma att användas där också uppdelningar görs på t.ex. kön, utbildning och inkomst.

Tabell 1. Information om de befolkningsdata som för närvarande används i SIMAIRscenario.

Statistiska centralbyrån		2009-05-29
Befolkning efter ålder för rutor 2008-12-31		
Tabell: SMHIBef_region.shp		
Filformat: ArcView Shape		
Projektion: RT90 2.5 gon Väst		
Källa: Registret över totalbefolkningen (RTB) 2008		
Fält	Fältyp	Innehåll
RutID	char(14)	Rutidentitet
A0_4	integer	Antal personer 0-4 år
A0_9	integer	Antal personer 5-9 år
A10_14	integer	Antal personer 10-14 år
A15_19	integer	Antal personer 15-19 år
A20_24	integer	Antal personer 20-24 år
A25_29	integer	Antal personer 25-29 år
A30_34	integer	Antal personer 30-34 år
A35_39	integer	Antal personer 35-39 år
A40_44	integer	Antal personer 40-44 år
A45_49	integer	Antal personer 45-49 år
A50_54	integer	Antal personer 50-54 år
A55_59	integer	Antal personer 55-59 år
A60_64	integer	Antal personer 60-64 år
A65_69	integer	Antal personer 65-69 år
A70_74	integer	Antal personer 70-74 år
A75_79	integer	Antal personer 75-79 år
A80_84	integer	Antal personer 80-84 år
A85_w	integer	Antal personer 85-w år
TotBef	integer	Befolkning totalt
Anmärkning		
Tabellen sekretessgranskad. Ettor har satts till noll och tvåor till 3.		
Befolkning totalt ej sekretessgranskad		

3. Hälsoeffekter

Principerna för beräkning av luftföroreningars hälsokonsekvenser i termer av antal föroreningsorsakade hälsofall per år i en befolkning har redovisats i flera rapporter (WHO, 2006). Beräkningarna bygger på att samband mellan halt och risk, uttryckt med hjälp av så kallade koncentration-respons funktioner, tillämpas på information om de halter befolkningen exponeras för och grundförekomsten av fall i befolkningen. Koncentration-respons funktioner beskriver hur halten relativt sett påverkar förekomsten i det studerade hälsoutfallet (sannolikhet eller odds). Exponeringsdata beskriver exponeringen som en fördelning eller totalt (tids- och/eller befolkningsviktad).

I processen för att fastställa vilka koncentration-respons funktioner som skall väljas finns det flera aspekter att beakta.

3.1 Hälsoutfall

Valet av vilka effekter som kan inkluderas i konsekvensberäkningar beror naturligtvis av vad som studerats, där vissa effekter är mer enkla än andra. Hit hör sådana utfall som är enkla att fastställa och finns registrerade, t ex dödsfall och vårdtillfällen. Dessa utfall är också allvarliga till sin karaktär. Utveckling av kroniska sjukdomar kräver mer för att studeras i relation till luftföroreningar, varför det finns sämre underlag för dessa. När man väljer utfall till konsekvensberäkningar prioriteras ofta de utfall som är väl belysta och bedöms ha rimligt underbyggda orsakssamband. Allvarliga effekter (dödsfall) har hög prioritet, och vissa effekter kan representeras av ett mått istället för två snarlika. Ett sådant exempel kan vara att man inte behöver studera uppkomst av hjärtinfarkt och lungcancer om man inkluderar dödsfall i dessa sjukdomar eftersom dödligheten är hög bland de drabbade.

3.2 Exponeringsvariabler

Exponeringsvariablerna i konsekvensmodellen måste motsvara de som använts i de epidemiologiska studier som koncentration-respons funktionerna hämtas ifrån. Detta är inte alltid så lätt. Målsättningen vid kvantifieringen är dock att exponeringsinformationen som används till karaktären är så lika som möjligt de exponeringsdata som använts i de epidemiologiska studier som genererat resultaten. Ett stort problem är att än så länge har den övervägande delen av de epidemiologiska studierna med betydelsefulla resultat angående exempelvis dödlighet använt en eller ett fåtal mätpunkter att representera tätorters eller tätortcentras genomsnittliga halt (urban bakgrundshalt), och alltså tillskrivit befolkningen på orten den exponeringen. För konsekvensberäkningar används däremot ofta spridningsmodeller med högre geografisk upplösning.

3.3 Indikatorföroreningar

Naturligtvis vill man helst använda en så representativ indikator på exponeringen som möjligt. Vanligtvis kan man dock inte använda flera olika ämnen som kommer från samma emissionskälla t ex avgaser eller trafikrelaterade föroreningar, och lägga samman deras betydelse för en viss effekt, eftersom epidemiologiska studier oftast görs för en förorening i taget just som en indikator på denna emissionskälla. Skulle man exempelvis utifrån publicerade samband räkna på hur trafikens partiklar, kväveoxider respektive kolmonoxid påverkar en viss typ av ohälsa, blir det sannolikt en överskattning av luftföroreningseffekterna på grund av ”dubbelräkning”. Detta beror på att om föroreningarna är tillräckligt positivt korrelerade med varandra, kan de i epidemiologiska studier var för sig indikera större delen av effekten som totalt orsakas av föroreningsblandningen. Man måste beakta risken för dubbelräkning och får inte lägga ihop konsekvenser framräknade med olika indikatorer för samma förorening.

3.4 Halt- och riskökning

Luftföroreningshaltens betydelse för antalet fall uttrycks på olika sätt i olika studier, men ofta anges den relativa ökningen per haltökning som en linjär funktion. På det sättet anges hur många procent antalet fall förändras per enhets haltökning. Känner man för en befolkning antalet fall per år (grundfrekvensen, se tabell 2-3) kan exempelvis förväntad minskning av fallen genom en bestämd haltminskning beräknas. Ibland finns viss osäkerhet kring huruvida samband är linjära ner till väldigt låga halter eller om det finns tröskelnivåer under vilka sambandet inte gäller. Formen på sambanden skulle också kunna vara annorlunda vid extremt höga nivåer, men eftersom dessa är ovanliga får detta mindre betydelse. Det diskuteras ibland även om koncentration-respons funktioner som hämtats från epidemiologiska studier i helt andra befolkningar och miljöer (länder) är fullt representativa, eller om effekterna kan vara annorlunda i den population som konsekvensberäkningen gäller. Ibland kan valet stå mellan att anta ett samband från en helt annan miljö eller inte alls ha något samband att använda, eller mellan resultaten från en stor och välkänd utländsk studie och en liten lokal undersökning. Multicenterstudier där resultaten från alla områden publicerats ses ofta som mer trovärdiga, eftersom de enskilda resultaten i sig inte avgjort om de publicerats. En sammanvägning av resultat från flera studier (meta-analys) bedöms också som mer tillförlitlig än resultatet från en enskild studie.

För hälsokonsekvensberäkningarna i SIMAIRscenario är det främst NO_x, NO₂, PM_{2.5} och PM₁₀ som är aktuella men även ozon och andra luftföroreningar kan bli aktuella. Beträffande partiklarna kan man även tänka sig att hälsokonsekvensberäkningar behöver göras specifikt för primära förbränningspartiklar och för vägdam. Nedan föreslås mot bakgrund av en egen bedömning alternativa antaganden. Det förtjänar dock att understrykas att vi är medvetna om att såväl WHO:s experter som amerikanska naturvårdsverket (EPA) har bedömt att det ännu inte säkert går att koppla hälsoeffekterna tillräckligt tydligt till speciella partikelegenskaper eller partikelkällor och att man därför inte kunnat förespråka tillämpandet av olika koefficienter för olika slag av partiklar (WHO, 2003; WHO, 2004).

I takt med att nya studier tillkommer och kunskapsunderlaget förändras kan man behöva revidera antagna exponering-responssambanden.

3.5 Livslängdsförlust och förtida död

Långtidseffekten av PM_{2.5} på totalmortaliteten och livslängdsförlust från 30 års ålder antas, baserat på den amerikanska studien ACS (the American Cancer Society Study) och rapporterad av Pope et al. (2002), vara 6 % per 10 µg/m³ vid en jämförelse mellan hela städer, men för förbränningsrelaterade partiklar (avgaspartiklar) kan även 17 % per 10 µg/m³ användas, eftersom Jerret et al. (2005), fann detta samband med en finare spatiell upplösning för deltagare i ACS boende inom Los Angeles.

För PM₁₀ totalt (eller ospecificerat) används en omräkning från PM_{2.5} efter den typiska kvoten mellan PM_{2.5} och PM₁₀, så att man i detta fall räknar med ca 4 % per 10 µg/m³.

För vägdamn mätt som PM10 beräknas enbart en korttidseffekt av exponeringen på totalt antal tidigarelagda dödsfall lika med den kumulativa korttidseffekt som PM10 i APHEA2 (LeTertre, 2002), dvs. 1 % per 10 µg/m³.

Med aktuella dödstal i olika åldrar blir livslängdsförlusten i den vuxna befolkningen p g a långtidsexponering i Storstockholm 11-12 år per dödsfall, medan livslängdsförlusten p g a korttidseffekter är okänd, men mer koncentrerad till äldre och ibland skattad till 6-12 månader per dödsfall.

Avgasernas effekt på totalmortalitet och livslängdsförlust kan alternativt beräknas utifrån antingen studier som använt sig av NO₂ eller av NO_x. På senare tid har kommit flera studier som använt skillnaderna inom en stad eller ett område i halten av kvävedioxid eller kväveoxider som exponeringsdata. Sådana studier finns nu från Holland, Nya Zeeland, Frankrike och Norge. Dessa studier har kommit till mycket likartade koncentration-respons funktioner för avgasernas betydelse för dödligheten. De fann att ökningen är 12, 13 respektive 14 % per 10 µg/m³ ökad halt av NO₂ (studierna från Holland, Nya Zeeland, Frankrike). Den norska undersökningen av vuxna män (Naftstad et al., 2004) har bedömts mest relevant för konsekvensanalyser i Sverige med fokus på trafikavgaser, och rapporterade en ökad dödlighet med 8 % per 10 µg/m³ ökad halt av NO_x.

Tabell 2. Grundfrekvensen uppdelat på åldersintervall för dödlighet baserade på Storstockholms befolkning.

Ålder	Döda	Population
30-34	75	114331
35-39	66	102236
40-44	83	93698
45-49	134	83059
50-54	239	77261
55-59	448	81444
60-64	617	66272
65-69	590	45195
70-74	838	37678
75-79	1312	36131
80-84	2057	33482
85+	4637	29585

3.6 Akuta inläggningar på sjukhus

Beträffande PM10 och akuta sjukhusinläggningar finns europeiska resultat från multicenterstudien APHEA2 inkluderande Stockholm (APHEA2, 2010). Resultaten för inläggning för sjukdomar i andningsorganen bland äldre (65+ år) från 6 städer visade på 0.9 % per 10 µg/m³ (95 % konfidensintervall = 0.6-1.3) och var inte känsliga för samtidigt beaktande av ozon eller NO₂, vilket tyder på att avgashalten inte var avgörande för sambandet. APHEA2-resultaten har också genomgått en ny analys som initierades av Health Effects Institute (HEI) i USA pga problem i statistikprogrammet. Den nya analysen bekräftade i stort de ursprungliga resultaten från APHEA2, inläggningar för

andningsorganen i gruppen 65+ ökade med 1 % per 10 µg/m³ PM10 (95 % konfidensintervall = 0.7-1.3 %).

Senare har analyser av andningsorganens sjukdomar utförts för alla åldrar för 8 europeiska städer, inklusive Stockholm och Göteborg, inom ramen för EU-projektet APHEIS (www.apheis.net) och sedan använts för konsekvensberäkningarna i APHEIS, med en sammanvägd effekt för alla åldrar på 1.1 % per 10 µg/m³ PM10 (95 % konfidensintervall = 0.6-1.7 %). Detta förefaller för närvarande vara det mest relevanta antagandet vid europeiska beräkningar för PM oavsett ursprung. Ur svensk synvinkel är det värt att notera att effekten i APHEIS är cirka fyra gånger starkare i Stockholm och Göteborg än sammantaget för de 8 städerna, vilket kan motivera att en starkare effekt kan antas i känslighetsanalyser.

Beträffande PM10 och inläggningar för hjärt-kärlsjukdom finns resultat för 8 europeiska områden från multicenterstudien APHEA2 (LeTertre, 2002). För hjärtsjukdom (ICD9;390-429), alla åldrar, konstaterades en ökning av antal inläggningar med 0.5 % per 10 µg/m³ PM10 (95 % konfidensintervall = 0,2-0,8 %), vilken inte ändrades vid den omanalys som senare utfördes på initiativ av HEI i USA. Ur svensk synvinkel är det värt att notera att effekten i APHEA2 är cirka två gånger starkare i Stockholm än sammantaget för 8 städer, vilket kan motivera att en starkare effekt kan antas i känslighetsanalyser.

Tabell 3. Grundfrekvenser för sjukhusinläggningar baserat på Storstockholms befolkning år 2007.

Vård diagnos	Diagnoskod enligt ICD-10*	Åldrar	Antal	Population
Hjärtkärlsjd	I00-I99	alla	19609	1287441
Andningsorg	J00-J99	0-14	1732	264960
Andningsorg	J00-J99	15-64	2311	839152
Andningsorg	J00-J99	65+	4835	183329

*ICD-10 är 10:e revisionen av det internationella diagnoskodsystemet

I Tabell 4 ges ett grundförslag till vilka hälsoeffekter och relativa risker kopplade till dem som föreslås kunna användas.

Tabell 4. ·Sammanfattande förslag för hälsoeffekter och relativ risk.

<i>FÖRORENING</i>	<i>EFFEKT</i>	<i>SAMBAND</i>	<i>REFERENS</i>
NO ₂ (avgaser)	Dödlighet/Livslängd	12-14 % per 10 µg/m ³	Hoek, Filleul, Scoggins
	Astmauppkomst vuxna	0.1 per 100 per år per 10µg/m ³	Modig et al., 2009
	Astmaförekomst hos barn	4.9 % per 10 µg/m ³	Efter IMM-meta + OLIN
	Akutbesök barnastma	1.8 % per 10 µg/m ³	Fusco et al., 2001
	Besvärsupplevelse	OR behöver anpassas	Modig et al., 2009
NO _x (avgaser)	Dödlighet/Livslängd	8 % per 10 µg/m ³	Nafstad, et al., 2004
PM10 (urban mix)	Dödlighet/Livslängd	4 % per 10 µg/m ³	Künzli och APHEIS
	Inläggningar Andning	1 (4) % per 10 µg/m ³	Atkinson, APHEIS
	Inläggningar Hjärtkärl	0.5 (2) % per 10 µg/m ³	LeTertre, APHEA2
PM10 (vägdamm)	Dagligt antal dödsfall	1 % per 10 µg/m ³	Zanobetti 2002, APHEA2
PM2.5 (regional-urban bakgrund)	Dödlighet/Livslängd	6 % per 10 µg/m ³	Pope et al., 2002
PM (avgas/ved, primärt)	Dödlighet/Livslängd	17 % per 10 µg/m ³	Jerret et al., 2005
PM (trafik)	Astma vuxna	OR 1.30 per 1 µg/m ³ → %E?	Künzli et al., 2000
Ozon	Dagligt antal dödsfall	0.3 % per 10 µg/m ³	Gryparis et al., 2004
Ozon	Inläggningar Andning vuxna	0.5 % per 10 µg/m ³	WHO

Inom projektgruppen pågår ännu arbete med att anpassa resultat från studier för användning i verktyget, samt för att uppdatera grundfrekvenser som kan tillämpas.

4. Introduktion till ekonomisk värdering

Samhälleligt beslutsfattande innebär avvägningar mellan olika samhällsmål. Att närma sig dessa mål orsakar ofta direkta eller indirekta kostnader för samhället (nationellt eller lokalt) men också för enskilda individer. I vissa fall är besluten enkla med klara och tydliga definierade vinster och kostnader, men detta är sällan fallet när det gäller förändringar som medför förbättrad miljö kvalitet. Luftföroreningar exempelvis orsakas av flera olika källor och medför påverkan på miljö och hälsa på olika sätt. Effekterna kan uppkomma direkt men kan också visa sig över tid. För att inte förbise dessa indirekta kostnader i samhälleligt beslutsfattande har ekonomiska värderingsmetoder utvecklats där syftet är att ”sätta pris på miljön”.

Grunden för att prissättning av föroreningar är den effekt på tredje part (mätt som en kostnad) som föroreningar orsakar, inom nationalekonomin används termen externa effekter och externa kostnader. Det finns åtminstone två skäl till varför denna information är användbar. Först och främst, om den externa kostnaden förknippad med ett visst utsläpp är känd kan den externa effekten korrigeras genom att en avgift tas ut på produktionen. Genom att internalisera den externa effekten på detta sätt korrigeras marknadspriserna. Detta i sin tur sänder signaler till marknaden och medverkar till förändrat beteende eftersom både konsumenter och producenter får anledning att fundera över nuvarande konsumtion.

Av olika skäl kan dock en avgift på produktionen inte vara möjlig att införa. Även i detta fall är det dock viktigt att känna till de effekter (kostnader) som ett utsläpp ger upphov till eftersom den kan användas för att avgöra hur andra styrmedel bör utformas för att vara effektiva, exempelvis för att nå vissa mål till lägsta möjliga kostnad (för mer information om ekonomisk teori och utformning av styrmedel, se Hanley et al., 1997)¹.

Det finns en omfattande litteratur som behandlar frågan om ekonomisk värdering generellt, men också specifikt när det gäller värdering av hälsorisker som är i fokus i denna rapport. Inledningsvis baserades hälsovärdering på finansiella (direkta) kostnader förknippade med ett visst hälsoutfall. När det gäller förtidig död så användes humankapitalmetoden vilken innebar en nuvärdesberäkning av förlorad arbetsinkomst. För sjukdom var det i stället kostnaden förknippade med sjukdomen (inkomstbortfall och medicinska kostnader) som summerades. Problemet med bägge dessa ansatser är att de underskattar välfärdsförlusten eftersom de inte fångar lidandet som är förknippat med olika hälsoutfall. Under senare tid har därför ekonomiska värderingsmetoder utvecklats som försöker fånga denna aspekt. Den måttstock som används för detta är enskilda individers betalningsvilja för att minska olika typer av hälsorisker. Användningen av

¹ Det utvärderingskriterium som vanligtvis används inom ekonomisk teori är ekonomisk effektivitet vilken uppnås om nyttan av en åtgärd överstiger kostnaden för densamma (givet att alla effekter är korrekta kvantifierade och värderade). Utgångspunkten för ekonomisk teori är att det finns knappa resurser i samhället och att avvägningar därmed är nödvändiga. Detta innebär att samhället kan behöva göra vissa uppoffringar, t ex gällande miljö kvalitet, för att uppnå andra välfärds mål såsom tillgänglighet. Det finns även möjlighet att i en ekonomisk analys studera hur nyttor och kostnader för en åtgärd fördelas sig bland de som påverkas av åtgärden.

sådana värderingsmetoder bygger på antagandet att en individs betalningsvilja är ett approximativt mått på den förändring i nytta (välfärd) som en riskförändring innebär. En kort formell beskrivning av skillnaden mellan de produktionsfunktionsmetoder som användes inledningsvis och betalningsviljevärdering finns i Viscusi and Gayer (2005)².

För att uppskatta betalningsviljan för riskförändringar utvecklades till att börja med metoder som studerade individers val på verkliga marknader, (s.k. revealed preference methods). Ett tidigt exempel var den s.k. hedoniska lönemetoden. Denna försökte fånga riskvärderingen genom att studera löneskillnader mellan arbeten med olika risk där förväntningen var att högre risk är förenad med högre lön. Ett problem med dessa marknadsbaserade metoder är dock att det kan vara svårt att finna valsituationer för utvärdering av olika typer av risker och för risker som gäller vissa grupper. Den hedoniska lönemetoden exempelvis ger värden som kan användas för den arbetande befolkningen men inte för barn eller pensionärer. Under det senaste decenniet har därför utvecklingen och användningen av studier som baseras på hypotetiska valsituationer ökat (s.k. stated preference methods).

I studier med hypotetiska valsituationer är det forskaren som utformar frågor där en person ombeds välja mellan att betala för att åstadkomma en riskminskning eller ej, vanligtvis i en enkät. Inom miljöekonomi användes inledningsvis frågor där personen fick ange sin betalningsvilja för en viss given förändring (s.k. contingent valuation method) men under senare år är det alltmer vanligt att personen ombeds svara på flera olika frågor. I dessa frågor får personen välja mellan olika alternativ som beskrivs genom två eller flera attribut (s.k. choice experiment). En nackdel med dessa metoder är dock att det är svårt att fastställa om de svar som ges i enkäter också skulle motsvara faktiskt marknadsbeteende (detta diskuteras ofta under beteckningen hypotetisk bias).

4.1 Ekonomisk värdering av hälsoeffekter orsakade av luftföroreningar

Luftföroreningar orsakas av utsläpp från flera olika källor och utsläppen påverkar hälsan på olika sätt. Dessa effekter kan uppstå omedelbart men de kan också påverka hälsan över tid. När ett ekonomiskt värde används för en hälsoeffekt finns det därför flera aspekter som måste vägas in och det krävs att hälsoeffekten och den ekonomiska värderingen utgår ifrån samma underliggande antagande om tidsperiod o.s.v. Som exempel kan nämnas kroniska sjukdomar som kronisk bronkit där hälsoeffekterna ger sig till känna över tid och där den ekonomiska värderingen då ska spegla denna tidsdimension.

Ett problem för denna typ av tillämpningar är att det finns få betalningsviljestudier som har tittat specifikt på riskvärdering när det gäller luftföroreningar. Utöver de osäkerheter som alltid är förenade med denna typ av värderingsstudier tillkommer i detta fall osäkerheten som är förenad med att överföra ett ekonomiskt värde från en kontext till en annan. Överföringar av detta slag brukar kallas nyttotransferring (benefit transfer) och är

² Det finns ett flertal böcker som beskriver antaganden bakom och metoder för ekonomisk värdering. Översikter ges i introduktionsböcker i miljöekonomi som Tietenberg (2007). Viscusi and Gayer (2005) ger en kort översikt över kvantifiering och värdering av hälsorisker.

baserat på en rad antaganden (se Viscusi and Gayer, 2005 för en mer utförlig diskussion kring detta).

För att underlätta konsistens och transparens har det därför inom EU och i USA utvecklats standardiserade modeller för denna typ av beräkningar. Inom EU har detta skett inom de s k ExternE-projekten (för mer detaljerade beskrivningar se Friedrich and Bickel, 2001; Bickel och Friedrich, 2005; Nerhagen et al., 2005) medan verktyget som utvecklats av den amerikanska miljömyndigheten kallas BenMAP (US EPA, 2008). Eftersom dessa modeller är ”state of the art” har vi använt dem som informationskällor och referenser i denna diskussion om vilka ekonomiska värden som är relevanta att använda och hur de ska användas³.

En viktig skillnad mellan dessa två metoder är hur de hanterar de osäkerheter som är förenade med resultat från hälsoeffektberäkningar och ekonomiska värderingsstudier⁴. Den metod som används av ExternE kan betecknas känslighetsanalys. I ExternE modellen anger de olika punktestimat (mest troligt samt högt och lågt) för både hälsoeffekter och ekonomiska värden som är hämtade från relevant litteratur inom respektive område. De har också försökt ha en strategi när det gäller vilka hälsoeffekter som ska ingå i beräkningarna. Detta är viktigt eftersom många ämnen släpps ut från samma källa samtidigt och det kan därför vara svårt att fastställa exakt vilken förorening som bidrar till vilken hälsoeffekt. Om alla ämnen antas bidra till ett visst hälsoutfall innebär det s k dubbelräkning vilket medför att hälsokostnaden för utsläppen från en viss källa överskattas. I ExternE diskuterar de också möjligheten att anta ”konventioner för beräkning av externa kostnader” som innebär att man skulle kunna komma överens om värden på nyckelparameterar som ska användas vid denna typ av beräkningar. Fördelen med detta skulle vara att det skulle minska ner antalet alternativ och värden att analysera i en känslighetsanalys (Friedrich and Bickel, 2001; Bickel och Friedrich, 2005).

I BenMAP använder de istället statistiska metoder för att hantera och illustrera de osäkerheter som finns med olika estimat. De använder därför värderingsfunktioner som baseras på olika värderingsstudier snarare än att föreslå punktestimat. Denna information kan sedan användas för att beräkna konfidensintervall för den beräknade externa nyttan eller kostnaden som är förenad med ett visst hälsoutfall (USEPA, 2008). Dessa värderingsfunktioner baseras på olika antaganden och det är också möjligt för användaren att göra olika antaganden när det gäller dessa värderingsfunktioner när själva beräkningen genomförs. För de hälsoutfall där det kan vara relevant med diskontering är det också

³ Det finns andra modeller såsom GAINS (före detta RAINS) som också innefattar modellering av utsläpp och luftkvalitet. Dessa är dock de enda modeller vi känner till som är utformade för att beräkna det ekonomiska värdet (nytta eller kostnad) av minskade eller ökade utsläpp av olika föroreningar. GAINS är ett optimeringsverktyg utformat för att beräkna hur man på ett kostnadseffektivt sätt kan uppnå givna utsläppsreduktioner.

⁴ De resultat som framkommer från statistiska analyser av empiriskt material är aldrig helt exakta utan de punktskattningar som anges har alltid ett konfidensintervall inom vilket det sanna värdet troligtvis ligger. Storleken på konfidensintervallet visar om osäkerheten med ett visst punktestimat är stor eller liten. Olika studier kan dock ge olika punktestimat med olika konfidensintervall och problemet blir då att väga samma resultaten från flera studier. I vissa fall kan statistiska metoder användas men om de empiriska studierna bygger på olika metodik kan detta vara svårt.

möjligt för utföraren att använda olika antaganden gällande diskonteringen. De resultat som presenteras i BenMAP kommer därmed att påverkas av ett flertal olika antaganden som det kan vara svårt för en utomstående att klarlägga och det kan också vara svårt att förstå betydelsen av de olika antaganden som görs för slutresultaten.

Dessa beräkningar är komplexa och baseras på olika antaganden i alla delar av beräkningskedjan. För användaren av dessa modeller är det viktigt att resultaten är trovärdiga. Ett sätt att validera resultaten är att jämföra dem med liknande beräkningar där andra modeller använts. Detta försvåras av om beräkningar i olika sammanhang både baseras på olika modeller och olika antaganden gällande hälsoeffekter och ekonomiska värden. Eftersom trovärdigheten är viktig för användbarheten har vi valt den ansats som används inom ExternE, d v s användningen av punkttestimat med högre och lägre värden som kan användas i en känslighetsanalys. Vi anser att detta ger bättre transparens. Dessutom har vi inledningsvis endast fokuserat på ett fåtal viktiga hälsoutfall och tillhörande ekonomiska värden där kunskapen om effektsambanden är väl dokumenterad.

En aspekt som också är viktigt för de ekonomiska värden som används i dessa modeller är diskontering. Med diskontering tar man hänsyn till tidsdimensionen om det är så att nyttor och kostnader inträffar vid olika tidpunkter. Det finns flera anledningar till att diskontering används i ekonomiska analyser. En anledning är att investeringar idag kan förväntas ge avkastning i framtiden i form av ökade resurser. En annan är ett antagande om att människor generellt sett föredrar att konsumera något idag snarare än i framtiden, ett antagande som även visat sig i empiriska studier (Cropper et al., 1994).

Vad som ligger bakom diskontering och på vilket sätt diskontering bör användas i detta sammanhang diskuteras både i ExternE och BenMAP. I BenMAP lyfter de fram att det är viktigt att användaren av modellen känner till underligganden antaganden bakom hälsoeffektkvantifieringen för att kunna besluta om diskontering ska användas eller ej. I manualen specificerar de också tre situationer då diskontering ska användas (se USEPA, 2008, sid 167):

- om det hälsoutfall som kvantifieras baseras på symptom som inträffar under flera år så är det ekonomiska värdet summan av välfärdsförlusten över tid där framtida välfärdsförluster ska diskonteras
- om en minskning av luftföroreningar i nutid ger upphov till förändrade hälsoeffekter i framtiden då ska värdet som åsätts dessa diskonteras
- om syftet med beräkningen är att summera nyttan av reduktionen i luftföroreningar som sker över flera år då måste framtida nyttor diskonteras innan den totala nyttan över tid summeras.

Det sista är en viktig punkt för syftet med detta projekt som syftar till att beräkna nyttan av minskade halter över tid. För denna typ av beräkningar är det dock inte endast diskontering som behöver beaktas. Om åtgärder som bidrar till minskade luftföroreningar sker över tid innebär det att miljön blir allt bättre vilket är av betydelse både när det gäller kvantifieringen av framtida hälsoeffekter och den ekonomiska värderingen av dessa. Det är exempelvis möjligt att effekterna på hälsan är icke linjära vilket innebär att när luftföroreningarna minskat till en viss nivå kanske de inte längre har någon negativ effekt

på människors hälsa. När det gäller den ekonomiska värderingen är ett underliggande antagande att ökad konsumtion av en vara innebär avtagande nytta, d v s ju mer vi har av en vara desto mindre är vi villiga att betala för ytterligare en enhet av varan (den andra glassen är inte lika god som den första).

Denna problematik diskuteras i Viscusi och Gayer (2005) som konstaterar att om resultat extrapoleras till situationer som inte överensstämmer med underliggande empiriska data, och om oriktiga antaganden görs, kommer det att få stora konsekvenser för de slutliga resultaten. Detta avspeglar sig också i diskussionen i den ekonomiska litteraturen kring användningen av ekonomiska analyser av olika slag. Ekonomer föredrar att genomföra ekonomiska analyser av enskilda åtgärder eftersom då är antagandet om marginell påverkan, som de flesta effektsamband bygger på, rimligt. Om mer strukturella förändringar ska analyseras krävs mer omfattande analysmodeller⁵.

När det gäller diskontering är en valet av diskonteringsränta en fråga som ofta brukar diskuteras när resultaten analyseras. I USEPA (2008) skriver de: "Selecting a discount rate is challenging and is one of the most contentious methodological issues encountered in economic analyses of environmental policies". Detta val är viktigt för resultaten eftersom en högre diskonteringsränta innebär att effekter som uppkommer i framtiden ges ett lägre värde. Ett vanligt sätt att hantera detta val är att behandla diskonteringsräntan som en nyckelparameter som fastställs av någon offentlig instans. Inom transportområdet i Sverige har ASEK-gruppen⁶, som består av representanter från olika transportmyndigheter, varit en sådan instans. De värden som tagits fram av denna grupp har även använts för analyser på miljöområdet (se exempelvis Naturvårdsverket, 2003). Den nuvarande rekommendationen är en diskonteringsränta på 4% (SIKA, 2008). I den samhällsekonomiska analysen som genomfördes i EU projektet CAFE (Clean Air For Europe), där ExternE-metodiken användes, antog de en diskonteringsränta på 4% men använde 2% och 6% i känslighetsanalyserna (AEA Technology Environment, 2005).

4.2 Värdering av risken för förtidig död

4.2.1 Värderingsmetoder

Minskad risk för förtidig död är den hälsovinst som brukar resultera i det största ekonomiska värdet vid beräkning av externa kostnader. Det värde som används för detta hälsoutfall är oftast det s k värdet av ett statistisk liv (VSL). Detta värde är beräknat utifrån individers betalningsvilja för att minska sin egen marginella (statistisk fastställda) förändring i risken för förtidig död⁷. Det finns en omfattande litteratur som diskuterar

⁵ I ett pågående EU finansierat forskningsprojekt kallat EXIOPOL studeras hur resultat från modeller som beräknar externa kostnader kan integreras med modeller som används för analyser av olika policies (se <http://www.feem-project.net/exiopol/index.php>).

⁶ ASEK står för Arbetsgruppen för SamhällsEkonomiska Kalkyler där SIKA (Statens Institut för Kommunikationsanalys) samordnat arbetet och där representanter från Vägverket, Banverket m fl myndigheter ingått. Arbetet har skett i nära samverkan med forskarsamhället.

⁷ Den statistisk fastställda risken för att dö i en trafikolycka exempelvis är 6/100 000 d v s av 100 000 personer kommer ungefär 6 att dö i trafikolyckor per år.

metoder för att fastställa detta värde och vilka faktorer som påverkar det (se Andersson and Treich, 2008, för en översikt över litteraturen).

De första uppskattningarna för värdet av ett statistiskt liv baserades på humankapitalmetoden där förväntad produktionsförlust uppskattades. Detta representerar dock bara en del av den välfärdsförlust som ett tidigt dödsfall orsakar. Till detta ska läggas andra välfärdsförluster som lidande och sorg som enligt många beräkningar utgör det största värdet. I det värde för ett statistiskt liv som används i transportekonomiska analyser i Sverige är denna välfärdsförlust uppskattad till 16.2 miljoner i 2001 års penningvärde medan övriga förluster (sjukhusvård, egendomsskador, administration och produktionförluster) ges ett värde på 1,2 miljoner. Baserat på aktuell forskning (Hultkrantz och Svensson, 2007) rekommenderas ett riskvärde för ett dödsfall på 21 miljoner kronor i 2006 års prisnivå (SIKA, 2008).

En viktig fråga när det gäller det ekonomiska värdet för förtidig död orsakade av luftföroreningar är att detta i motsats till t ex trafikolyckor framförallt drabbar äldre personer. Frågan om VSL kan användas i detta sammanhang har därför sedan länge varit en diskussion i ExternE projektet. En orsak till detta var att man utifrån de epidemilogiska effektsambanden för dödlighet orsakad av långtidsexponering endast kunde beräkna den totala mängden förlorade levnadsår i en given befolkning, inte antalet dödsfall och antalet år per dödsfall. En tidig ansats var därför att använda uppskattningar av värdet av ett statistiskt liv för att beräkna värdet av ett förlorat levnadsår genom följande annuitetsberäkning (Friedrich and Bickel, 2001):

$$VSL = \sum_{t=0}^T \frac{VOLY_{akut}}{(1+r)^t} \quad (10)$$

där	
VSL	värdet av ett statistiskt liv
$VOLY_{akut}$	värdet av ett förlorat levnadsår
t	år
T	genomsnittlig förväntad livslängd
r	diskonteringsränta.

Denna beräkning bygger dock på ett antagande om att varje år ges samma värde vilket inte stöds av empirisk forskning. Vissa studier har funnit att värderingen först stiger med sedan avtar med ökande ålder (Viscusi and Aldy, 2007). Eftersom det ännu inte finns någon konsensus kring hur denna fråga bör hanteras valde de i den senaste beskrivningen av ExternE-metoden (ExternE methodology update, 2005) att föreslå ett värde både för VSL (1 miljon euro) och ett värde för VOLY (75 000 euro). Bägge dessa estimat gäller för dödsfall som inträffar i samma tidsperiod som exponeringen sker (s.k. akut dödlighet).

Att hälsoeffekten uppstår en viss tid efter exponering för en luftförorening påverkar också den ekonomiska värderingen. Vissa hälsoeffekter förväntas bidra till uppkomsten av sjukdomar som leder till förtidig död i framtiden, t ex hjärtinfarkt. Den tid som förlöper

mellan exponering och hälsoutfall brukar kallas latensperiod. Detta innebär att vid beräkning av minskade halter i nutid måste effekter som uppkommer i framtiden inkluderas. Givet att vi vet värdet av ett förlorat levnadsår, diskonteringsräntan och latensperioden kan ett ekonomisk nuvärde för denna s k kroniska dödlighet beräknas enligt följande (se Friedrich and Bickel, 2001):

$$VOLY_{kronisk} = \frac{VOLY_{akut}}{(1+r)^t} \quad (11)$$

där

$VOLY_{kronisk}$ ekonomiskt värde för ett diskonterat levnadsår

$VOLY_{akut}$ värdet av ett levnadsår

t latensperioden, tiden som förlöper mellan exponering och dödsfall

r diskonteringsräntan.

I praktiken är det dock svårare eftersom det inte finns konsensus kring storleken på $VOLY$ och det finns även osäkerheter kring hur lång latensperioden är. Det nu rekommenderade värdet för denna effekt i ExternE Methodology Update är 50 000 euro (Bickel och Friedrich, 2005).

Eftersom frågan om den ekonomiska värderingen för hälsoutfall som drabbar personer i olika åldrar är betydelsefull i många sammanhang har det under senare år skett mycket forskning på detta område. Ett exempel är ett nyligen genomfört OECD-projekt där aktuell forskning och forskningsbehov kring värdering av barns hälsa diskuteras (OECD, 2006). Andra studier som på olika sätt studerat förhållandet mellan ekonomisk värdering och ålder är en studie som genomfördes inom det EU-finansierade NewExt projektet (Alberini et al., 2004) och en studie som beställdes av det engelska miljödepartementet DEFRA⁸ (Chilton et al., 2004). Det finns även studier som undersöker vilken avvägning individer gör mellan att minska dödsrisker och risken för sjukdomar (Adamowicz et al., 2007; Bosworth et al., 2007). Det har även genomförts en hel del forskning i Sverige kring värdering av risker generellt (Hultkrantz och Svensson, 2007; Nerhagen och Li, 2010).

4.2.2 Förslag på ekonomiska värden i litteraturen

Vi inleder med en översikt över de värden som rekommenderas i ExternE och BenMAP eftersom de baseras på aktuell forskning. De är därför lämpliga att använda som referenspunkt för värden som kan användas i SIMAIRscenario. Vi anger även de värden som användes i den samhällsekonomiska kalkylen i CAFE-programmet (AEA Technology Environment, 2005) eftersom de baserade sina beräkningar på ExternE men valde att göra vissa alternativa antaganden.

När det gäller värdering av kronisk dödlighet, d v s där exponering leder till förtidig död efter en viss latensperiod, använde de i CAFE fyra olika värden hämtade från resultaten i NewExt-projektet (Alberini et al, 2004). För $VOLY$ använde de medianen 52 000 euro

⁸ DEFRA = Department for Environment Food and Rural Affairs

och medelvärde 120 000 euro. Det som normalt rekommenderas för användning i samhällsekonomiska analyser är medelvärdet. Medianvärdet kan ses som mer konservativt och mer demokratiskt eftersom det inte i lika stor utsträckning påverkas av enskilda höga värderingar. Som känslighetsanalys antog de en fördubblad värdering för bägge dessa estimat. Detta eftersom resultaten i vissa studier pekar på att personer som lider av dålig hälsa har en betalningsvilja för att minska risken som är ungefär dubbelt så hög. Från samma studie får de fram ett medianvärde för VSL på Euro 980 000 och ett medelvärde på 2 miljoner euro. Det högsta värde som föreslås för en känslighetsanalys är 5,6 miljoner euro. Alla dessa estimat är i prinsnivån för år 2000. Dessa estimat ligger marginellt under de värden som återges i ExternE Methodology Update (Bickel och Friedrich, 2005).

Den stora skillnaden mellan CAFE och ExternE Methodology Update är det ekonomiska värdet som används för akut dödlighet. I ExternE Methodology Update föreslås en värdering på 75 000 euro vilken är framräknad från ett medianestimat för kronisk dödlighet på 50 000 euro och med antagande om en latensperiod på 5-7 år. I CAFE används samma VOLY värdering som ovan och då för akut dödlighet orsakad av ozon. Detta stämmer inte överens med föreslagen metod i ExternE Methodology Update eftersom det innebär ett antagande om en diskonteringsränta på 0 %. Orsaken till att man gjorde detta antagande verkar vara att den beräkningsmodell som användes (RAINS) använder ett sådant antagande (AEA Technology Environment, 2005).

I BenMAP är rekommenderat punkttestimat för VSL 6,3 miljoner dollar (vilket motsvarar 5,3 miljoner euro om vi antar en växlingskurs på 0,85 USD per Euro). Detta estimat är skattat utifrån en värderingsfunktion som baseras på 26 VSL studier och i prinsnivån för år 2000. Som alternativ anger de ett estimat på 5,5 miljoner dollar som är skattat från en värderingsfunktion som baseras på ett färre antal studier där VSL antas ligga mellan 1 miljon och 10 miljoner dollar. När det gäller förhållandet mellan dessa estimat och ålder samt hälsa är deras slutsats att detta kan användas för alla dödsfall. Någon diskussion kring VOLY kontra VSL motsvarande den i ExternE förs inte i BenMAP och de anger inte heller något värde som kan användas för att värdera förlorade levnadsår (USEPA, 2008). Detta innebär dock inte att frågan inte diskuteras i USA. Det finns flera aktuella exempel på studier kring VSL och ålder i olika sammanhang (se diskussion i Viscusi och Aldy, 2007).

4.3 Värdering av minskad risk för sjukdom

4.3.1 Värderingsmetoder

Forskningen på detta område är inte lika omfattande och antalet studier som kan användas som underlag för att fastställa ekonomiska värden är därför färre. De komponenter som bör ingå i ett ekonomiskt värde är dock klartgjort i litteraturen. De komponenterna som brukar ingå i detta värde är produktionsförlusten och de sjukdomskostnader som uppkommer till följd av sjukdom där kostnaden för mediciner och läkar- och sjukhusvård ingår. Till detta läggs värderingen av lidande och andra välfärdsförluster som är förknippat med olika sjukdomssymptom. De senare brukar baseras på betalningsviljestudier.

När det gäller kostnaden för sjukdom brukar produktionsförlusten uppskattas genom beräkning av förlorad inkomst. Till detta läggs i vissa fall en kostnad därför att sjukdom innebär att en viss arbetsuppgift kanske utförs av sämre utbildad personal. Till detta tillkommer de kostnader som sjukdomen medför vilka kan uppskattas utifrån hälso- och sjukvårdsstatistik. Övriga välfärdsförluster som ska räknas in är hur livskvaliteten förändras vid sjukdom. I detta ingår lidande men också onyttan som är förenad med att inte kunna delta i de aktiviteter en person vanligtvis är engagerad i. För dessa värden används värderingsmetoder motsvarande de som används för dödsrisk och som i detta fall uppskattar betalningsviljan för att undvika ohälsa.

4.3.2 Förslag på ekonomiska värden i litteraturen

Även i detta fall använder vi resultaten från ExternE (Bickel och Friedrich, 2005) och BenMap (USEPA, 2008) som underlag för vår diskussion. I Tabell 5 har vi försökt sammanställa de ekonomiska värden som rekommenderas i dessa studier. De hälsoutfall som ekonomiska värden finns angivna för överensstämmer i stort sett mellan de båda beräkningsmodellerna. En skillnad är dock BenMAP har en finare kategorisering av olika hälsoutfall och den innehåller fler ekonomiska värden för hälsopåverkan på barn. Vissa ekonomiska värden som ingår i BenMap är dock endast baserade på kostnaden för sjukdom medan alla värden i ExternE innehåller en komponent för försämrad livskvalitet. I tabellen anges Cost of Illness (COI) efter de resultat i BenMAP som endast innehåller denna komponent.

Tabell 5. Sammanställning av uppskattade kostnader för olika sjukdommar och vårdinsatser.

Hälsoutfall ExternE	Euro prnivå år 2000	Hälsoutfall BenMAP	USD prnivå 2000
Kronisk bronkit	190,000/fall	Kronisk bronkit	340,000/fall
		Kronisk astma	38,947/fall
		Ickedödlig hjärtattack (COI)	22,331 – 186,425/fall
Sjukhusinläggning (3 dagar på sjukhus och 5 dagers vård i hemmet)	2,000/inl ggning	Hospital admission (COI) (sjukhusinläggning från 3 till 7 dagar)	Alla hjärtsjukdomar 21,415/fall Alla för andning 15,647/fall Asthma 8,478/fall Kronisk lungsjukdom 13,370/fall Lunginflammation 15,375/fall
Akutsjukvård för andningsproblem	670/besök	Akutsjukvård för astma (COI)	261/besök
Läkarbesök	Asthma: 53/konsultation Symptom nedre luftvägar 75/konsultation		
Andningsproblem astmatiker	Vuxna 130/tillfälle Barn 280/tillfälle	Asthma attack	Vuxna 74/dag Barn 156/dag
Medicinering för andningsproblem	Vuxna och barn 1/dag		
Dag med aktivitetsbegränsning	Vuxen med jobb 83/dag Pensionär 68/dag Sjuktiden 130/dag Arbetsförlust 126/dag		
Mindre aktivitetsbegränsning	38/dag	Mindre aktivitetsbegränsning	51/dag
Hosta/Symptom	38/dag	Andningssymptom	24/dag
Förlorad arbetsdag	82/dag	Förlorad arbetsdag	115/dag
		Akut bronkit barn	59/dag
		Symptom i nedre luftvägar för barn	16/dag
		Förlorad skoldag	75/dag
		Symptom i över luftvägar för barn	25/dag

När det gäller enskilda värden är den mest utmärkande skillnaden de ekonomiska värden som anges för sjukhusinläggningar. De värden som anges i BenMAP är betydligt högre trots att de endast baseras på COI. Förklaringen till skillnaden verkar vara beräkningen av kostnaden för sjukhusvård som är betydligt högre i USA. I ExternE är COI beräkningen baserad på att kostnaden för sjukhusvård är 969 euro för tre dagar medan den är mellan 8000 och 15000 USD för motsvarande längd i USA. När det gäller produktionsbortfallet är det beräknat till 88 euro per dag i ExternE och 115,2 USD per dag i BenMAP. Kronisk bronkit är också ett hälsoutfall där skillnaden i det ekonomiska värdet är relativt stor. I detta fall baseras värdena i bägge fallen på samma underliggande studier men olika

metoder har använts för att komma fram till ett värde. I ExternE har man härlett ett punkttestimat direkt från studierna (Bickel och Friedrich, 2005) medan man i BenMAP har härlett en värderingsfunktion utifrån studierna som sedan används för att skatta ett punkttestimat (USEPA, 2008).

De värden för ExternE som anges i tabell 5 är summan av beräkningar av COI och betalningsvilja. De senare är hämtade från Ready et al. (2004) som i sin tur fått värden för kostnaden för sjukvård från en studie av Netten och Curtis (2000). I tabell 6 finns återgivet vilka komponenter som ingår de rekommenderade ekonomiska värden. Av dessa värden framgår att COI i de flesta fall utgör den största delen av det rekommenderade värdet men att WTP inte är försumbar. Det är också så att för vissa hälsoutfall så behöver flera enskilda komponenter summeras. Det gäller t ex sjukdom som innebär att man måste genomföra läkarbesök. I detta fallet blir förlusten för en sjukdag kostnaden för besöket (53 euro), kostnaden för upplevda symptom (38 euro) samt kostnaden för RAD (130 euro), d v s en total kostnad på 221 euro.

Tabell 6. Rekommenderade värden i Bickel och Friedrich, 2005 (Euro). Prinsnivå för år 2000.

Hälsoutfall	COI	WTP	Rekommenderade värden
Sjukhusinläggning andningsorgan	1600	400	2000/inläggning
Läkarbesök	42	15	53/konsultation
Dag med aktivitetsbegränsning	84	46	130/dag
Sjukhusbesök för astma attack	450	220	670/besök
Medicinering för andningsbesvär	1	-	1/dag
Hosta	-	38	38/dag
Dag med symptom	.	38	38/dag

De flesta värden som vi redovisat hittills gäller sjukdomstillstånd som inträffar akut vid exponering för luftföroreningar. Denna exponering ökar dock också sannolikheten för att personer ska insjukna i olika kroniska sjukdomar. Hur detta ska värderas ekonomiskt är lite utforskat och i ExternE har man bara angett ett värde för nya fall av kronisk bronkit. De diskuterar dock att detta även kan vara relevant för astma och de ger som exempel en beräkning utförd av HSE (Health and Safety Executive) i England⁹. Detta är en nuvärdesberäkning som resulterar i en kostnad på ca. 60 000 euro där man summerat olika kostnadskomponenter som är förenat med sjukdomen astma såsom förlorad inkomst, kostnaden för sjukvård samt lidande (Bickel och Friedrich, 2005). Ett liknande tillvägagångssätt används i BenMAP men där har man i beräkningen för kronisk astma utgått från två värderingsstudier som undersökt betalningsviljan för att undvika astma under ett år. Utifrån en beräkning som baseras på den förväntade livstiden för amerikanska män och ett antagande om en diskonteringsränta på 3% kommer man fram till en värde på mellan 30 257 och 47 637 USD i prinsnivån år 2000 (USEPA, 2008).

⁹ HSE är en myndighet som ska arbeta för bättre säkerhet och hälsa på arbetsplatser i England (se <http://www.hse.gov.uk/ria/chemical/asthma> htm).

4.4 Rekommenderade värden i SIMAIRscenario

Det är få svenska studier som genomförts som är relevanta för beräkningar av detta slag. Studier har genomförts men då handlar de framförallt om värdet av ett statistiskt liv där många år förloras i genomsnitt, eller om uppskattningar av det totala ekonomiska värdet i befolkningen för ett visst sjukdomstillstånd. I nuläget måste därför ekonomiska värderingar hämtas från studier genomförda i andra länder. Vår slutsats är att det är lämpligast att använda de värden som rekommenderas för användning i ExternE-beräkningar (Bickel and Friedrich, 2005). Detta eftersom de är framtagna i projekt där flera europeiska länder deltagit samt att de baserar sig på en genomgång av aktuella forskningsresultat. För alla dessa värden gäller att prisnivån är den för år 2000.

När det gäller s k kronisk dödlighet rekommenderar vi att värdet 125 250 euro används för VOLY. Detta eftersom det motsvarar ett värde för VSL på 2,3 miljoner euro, ett värde som ligger nära det rekommenderade svenska värdet på 21 miljoner SEK. Detta är det värde som rekommenderades av SIKA (Statens Institut för KommunikationsAnalys) vilka baserade sina slutsatser på en sammanställning av Hultkrantz and Svensson (2008). För akut dödlighet föreslår Bickel och Friedrich (2005) ett värde VOLY på 75 000 euro. Ett alternativ om beräkningen baseras på dödsfall är att använda 1 miljon som föreslås för ozon i CAFE CBA.

När det gäller uppkomst av sjukdom så är det vanliga antagandet att värdet för förtidig död inkluderar även den ekonomiska värderingen för en längre tids sjukdom. Astma är dock en sjukdom som kan uppstå i vuxen ålder p g a exponering under barndomen. Denna sjukdom behöver dock inte leda till förtidig död. Vi har därför inkluderat ett värde för denna effekt medan vi däremot inte gjort motsvarande för uppkomsten av hjärtsjukdom. Detta värde är dock hämtat från en amerikansk studie och är därför ytterst osäkert. Det är därför lämpligt att framförallt använda det i känslighetsanalyser.

Om och hur dessa värden ska användas för barn är osäkert. I litteraturen har studier visat att hälsopåverkan för barns risker för att dö en förtidig död ofta värderas dubbelt så högt. En dubblerad värdering kan därför vara relevant i vissa sammanhang. Om en sådan värdering ska användas handlar i grunden om osäkerheten i hälsoeffektsambanden, d v s är det troligt att barns exponering för luftföroreningar leder fram till dessa hälsoeffekter i vuxen ålder och när i så fall inträffar detta.

I Tabell 7 har vi sammanställt de värden som, i brist på svenska studier, är lämpliga att använda i SIMAIRscenario för hälsoeffekter som uppkommer efter en längre tids exponering.

Tabell 7. Översikt över ekonomiska värden för hälsoeffekter som sker på lång sikt.

Hälsoeffekter	Komponenter som ingår i den ekonomiska värderingen			
	COI (euro)	WTP (euro)	Diskontering	Referens
Kronisk dödlighet	Not quantified	VOLY = 125 250 VSL = 2,3 miljoner	Done	Bickel and Friedrich (2005)
Akut dödlighet	Not quantified	VOLY = 75 000 VSL = 1 miljon	Done	Bickel and Friedrich (2005)
Uppkomst av lungsjukdom	-	31 000	Done	BenMap (USEPA,2008)

När det gäller värdering av sjukdomseffekter visade studien av Ready et al. (2004) att betalningsviljan skiljer sig åt mellan länder. Jämförelsen ovan mellan föreslagna värden i ExterneE och BenMap visade att detta även gäller för beräkningar av COI. Orsaken till detta är både skillnader i sjukvårdssystem men även andra kontextuella faktorer. För att undersöka hur relevanta de resultat som redovisades ovan är för svenska förhållanden har vi därför jämfört dem med två svenska studier. Den första är en studie av Samakovlis och Svensson (2004) som använde samma betalningsviljefrågor som i Ready et al. (2004). I denna studie gör de en jämförelse mellan betalningsviljan för några hälsoutfall i Sverige och Norge som vi återger i tabell 8 där värdena för Norge är hämtade från studien av Ready et al. (2004). Slutsatsen av denna jämförelse är att betalningsviljan generellt sett verkar vara lägre i Sverige än för Norge men även för övriga Europa. Någon diskussion kring möjliga orsaker förs inte i rapporten men Ready et al. (2004) finner också en variation mellan länder som är svår att förklara.

Tabell 8. Betalningsvilja för sjukdom (Euro). Price level 1998.

Hälsoutfall	Norge	Sverige
Sjukhusinläggning andningsbesvär	482	205
Dag med aktivitetsbegränsning	190	64
Dag med symptom	50	14

När det gäller COI och sjukhusvård har vi använt oss av en nyligen genomförd studie som undersökt hälsokostnader förenade med klimatförändringar (Vredin-Johansson and Forslund, 2009). De exemplifierar med beräkningar för en dags ohälsa orsakad av astma. Vredin-Johansson and Forslund (2009) uppskattar kostnaden för sjukvård till 6 117 SEK/dag räknat i 2007 års prisnivå. Detta estimat är framräknat utifrån en databas som samlar in information om patientkostnader i svensk sjukvård. Exakt vilken typ av sjukvård denna databas omfattar är dock oklart så det är därför inte möjligt att säga om detta är genomsnittskostnaden för inläggningar på sjukhus eller genomsnittskostnaden för allt från inläggningar på sjukhus till ett läkarbesök¹⁰.

¹⁰ Vi har sökt efter andra svenska studier som gjort liknande uppskattningar. Bolin and Lindgren (2004) som beräknade kostnaderna för rökning återger uppskattningar gjorda av Roberts (2001) där kostnaden för ett sjukhusbesök är 4740 SEK och att kostnaden för ett läkarbesök är 981 SEK.

Slutsatsen blir därmed att det utan vidare granskning av underliggande data är svårt att avgöra vad som är relevanta värden att använda för svenska förhållanden utan att det även för sjukdom är lämpligt att använda de som används i ExternE (Bickel och Friedrich, 2005). De värden som de föreslår för akut påverkan och som är relevanta för SIMAIRscenario återges i Tabell 9:

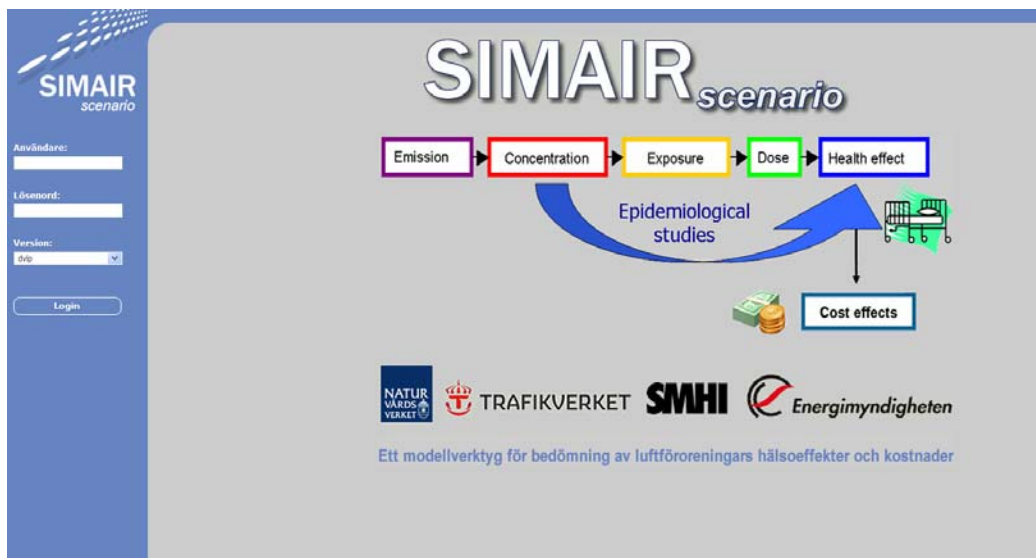
Tabell 9. Översikt över ekonomiska värderingar för akuta hälsoeffekter.

Hälsoeffekter	Komponenter som ingår i värderingen			
	COI (euro)	WTP (euro)	Diskontering	Referens
Sjukhusinläggning	1600	400	Nej	Bickel and Friedrich (2005)
Akutsjukvård (=astma attack)	450	220	Nej	Bickel and Friedrich (2005)
Besök vårdcentral	42	15	Nej	Bickel and Friedrich (2005)
Medicinering	1	-	Nej	Bickel and Friedrich (2005)
Restricted activity days	84	46	Nej	Bickel and Friedrich (2005)

Eftersom få studier har fokuserat på ekonomisk värdering av påverkan på barns hälsa kan inte dessa värden för barn hämtas ifrån litteraturen. Vissa slutsatser kan dock dras om hur dessa värden bör anpassas. I de flesta fall får ett barns akuta sjukdom samma effekter och upplevelser som när en vuxen är sjuk. Detta innebär att de värden som anges för vuxna även kan användas för barn. Det kan dock vara befogat med ett något högre värde för de hälsoutfall där återkommande sjukdom kan få negativa effekter på exempelvis inlärning som i sin tur kan påverka barnets framtida inkomst.

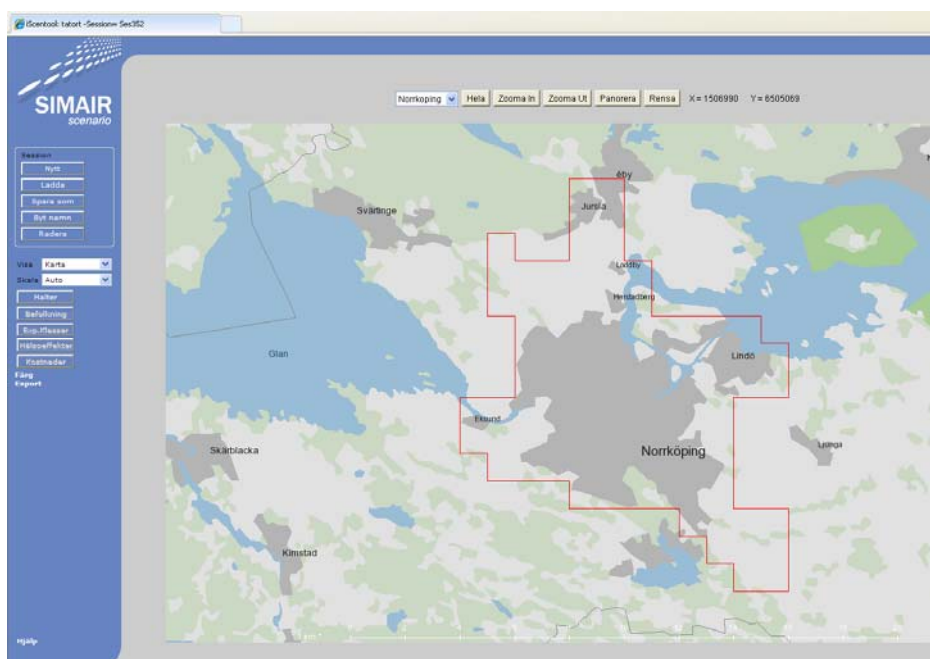
5. Webbapplikationen

SIMAIRscenario kan nås via Internet. Det som möter användaren är en webbsida där användarens namn och lösenord skall anges, se Figur 4.



Figur 4. Inloggningsmeny SIMAIRscenario.

När man angivit användarnamn och lösenord kommer man till SIMAIRscenarios första sida som också är dess huvudsida, se Figur 5.



Figur 5. Huvudsidan för SIMAIRscenario.

Session

Överst till vänster finns ett administrativt verktyg som heter Session. För varje nytt jobb skapas en ny session där all väsentlig information sparas. Sessionen ges automatiskt ett löpande nummer och anges ovanför själva huvudmenyn. Session sparas automatiskt men kan också döpas om till ett annat namn. Gamla sessioner kan också hämtas.

Visa

När man börja med ett nytt jobb visas automatiskt en geografisk karta för det område som användaren valt. Kartor på halter, befolkning och exponering kan visas senare då dessa har skapats. Resultattabeller för hälsoeffekter och kostnader kan också här visas då dessa beräkningar är klara.

Skala

Tre olika inställningar kan väljas nämligen; Auto, Allmän och Personlig.

Halter

Då man trycker på knappen **Halter** kommer man till en ny sida som heter *Halter*, se Figur 6. Det är på denna sida man kan välja haltdata för bearbetning och analys. Haltdata har generats med hjälp av olika modeller. I Figur 6 visas ett exempel där haltdata genererats från SIMAIRved, användaren är nkpg, sessionerna som valts är NK_24 och NK_25 och resultatfälten är PM10, årsmedelvärden. Under rubriken *Formel* kan olika beräkningar göras. Figur 6 visar exempel på en sådan beräkning. När man sedan trycker OK skapas ett nytt haltfält med de egenskaper som framgår av rutan *Formel*. Programmet återgår till huvudsidan och resultatet presenteras på kartan. Samtidigt görs knappen **Befolkning** aktiv.

Figur 6. På sidan *Halter* importeras haltfält och olika matematiska beräkningar kan göras för att skapa nya haltfält.

Befolkning

Då man från huvudsidan tryckt på knappen **Befolkning** kommer man till sidan *Befolkning*. I Figur 7 visas denna sida. Här kan man då välja befolkningsdata. De som för närvarande finns är befolkningsdata uppdelat i olika åldersklasser, som framgår i rutan Kategori. I Figur 7 framgår att sju fält har valts och via *Formel* beräknas antalet personer som är äldre än 29 år. Beräkningarna görs i det grundfält där befolkningsdata finns

lagrade. Då man trycker på OK knappen görs beräkningarna och programmet återgår till huvudsidan där resultatet presenteras.

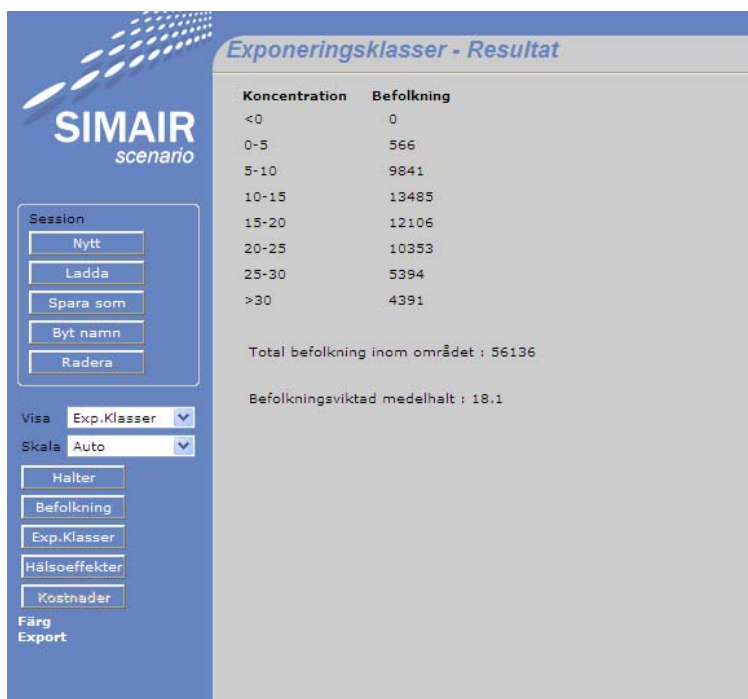
The screenshot shows the 'Befolkning' window of the SIMAIR software. The interface includes a sidebar on the left with various menu options. The main workspace is divided into several sections: 'Filer' (Files) with a list of files, 'Kategori' (Category) dropdown, 'Valda' (Selected) with a list of selected files, and 'Formel' (Formula) with a text input field. There are also buttons for 'Ta bort markerad' (Remove marked), 'Ta bort alla' (Remove all), and 'Lägg till' (Add).

Figur 7. På sidan **Befolkning** importeras befolkningsdata och olika beräkningar kan göras.

På huvudsidan kan man nu visa dels halter dels befolkning. Fälten visas med avseende på de beräkningsrutnät som använts, dels för halterna dels för befolkningen. Dessa beräkningsrutnät är oftast olika. Genom att därefter på huvudsidan under Visa välja Exponering beräknas exponeringen som $\text{halt} \times \text{befolkning}$ där haltfältet interpolerts till befolkningsrutnätet, enheten är $\text{befolkningsantal} \times \mu\text{g}/\text{m}^3$. Metodiken som här används beskrivs i bilaga 1. För att få mer information om exponeringen kan knappen **Exp. klass** nu användas.

Exp. klass

I denna del beräknas hur många människor som finns i givna haltklasser. Först anges hur många klasser som avses och med vilka gränser. Haltklasserna skall anges från låga värden till höga. Därefter görs beräkningarna och presenteras. I Figur 8 visas exempel på beräkningsresultat. Figuren visar dels hur många människor som finns inom vissa haltintervall, totala befolkningen inom området och den befolkningsviktade medelhalten, se ekvation 2.



Figur 8. Exempel på resultat då man använder *Exp.Klasser*.

Hälsoeffekter

Från huvudsidan trycker man på knappen **Hälsoeffekter** för att lägga in koncentration-respons funktioner. Man kommer då till sidan *Hälsoeffekter*. Där kan man välja att lägga in en eller flera hälsorisker. I Figur 9 visas ett exempel där en hälsorisk valts. Den relativa risken och grundförekomsten skall här anges. Relativ risk anges per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och grundförekomsten i %. Relativa risken 1.008 anger en relativ risk på 0.8 % för en ökning av luftföroreningshalterna med $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Hälsoeffekter

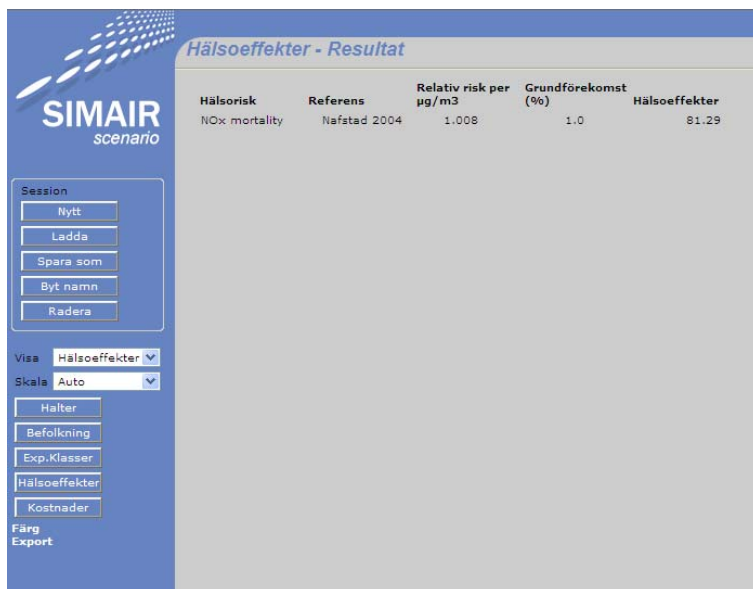
Antal risker: 1

Hälsorisk	Referens	Relativ risk per $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Grundförekomst (%)
NOx mortality	Nafstad et al., 2004	1.008	1.0

Ok Avbryt

Figur 9. Exempel på indata till sidan *Hälsoeffekter*.

Beräkningarna görs när man trycker på OK knappen och hälsoeffekternas resultatsida kommer då upp, se Figur 10. Figuren visar att för de halter och den befolkning som ingår i beräkningarna med den hälsorisk och grundförekomst som angivits är hälsoeffekten att 81.29 personer riskerar en för tidig död på grund av luftföroreningar.



Figur 10. Exempel på resultat då hälsoeffekt beräknas.

Kostnader

Kostnaden för hälsoeffekterna beräknas med hjälp av knappen **Kostnader**. När man trycker på den kommer man till sidan för kostnadsberäkningar, se Figur 11. Den uppskattade kostnaden för den föreskrivna hälsoeffekten skall anges. När man gjort det och trycker OK görs beräkningarna och resultatet presenteras på sidan [Kostnader-Resultat](#), se Figur 12. Enheten som används i dessa beräkningsexempel är miljoner kronor, dvs. kostnaden för en människas förtidiga död uppskattas till 21 miljoner kronor varför kostnaden blir 1707 miljoner kronor.

SIMAIR scenario

Kostnader

Hälsorisk	Referens	Uppskattad Kostnad
NOx mortality	Nafstad 2004	21

Ok Avbryt

Session: Nytt, Ladda, Spara som, Byt namn, Radera

Visa: Hälsoeffekter
Skala: Auto

Halter, Befolkning, Exp.Klasser, Hälsoeffekter, Kostnader

Färg Export

Figur 11. Exempel på indata för sidan *Kostnader*.

SIMAIR scenario

Kostnader - Resultat

Hälsorisk	Referens	Uppskattad Kostnad	Kostnader
NOx mortality	Nafstad 2004	21	1707

Session: Nytt, Ladda, Spara som, Byt namn, Radera

Visa: Kostnader
Skala: Auto

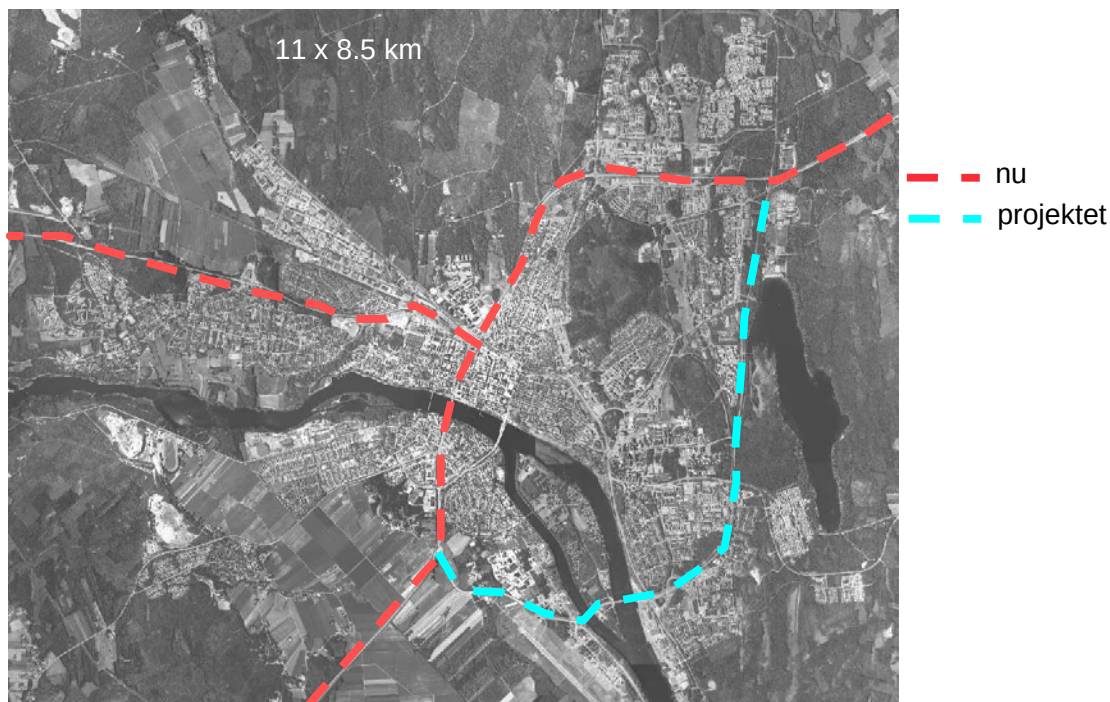
Halter, Befolkning, Exp.Klasser, Hälsoeffekter, Kostnader

Färg Export

Figur 12. Exempel på resultat från kostnadsberäkningarna.

6. Exempel på tillämpning

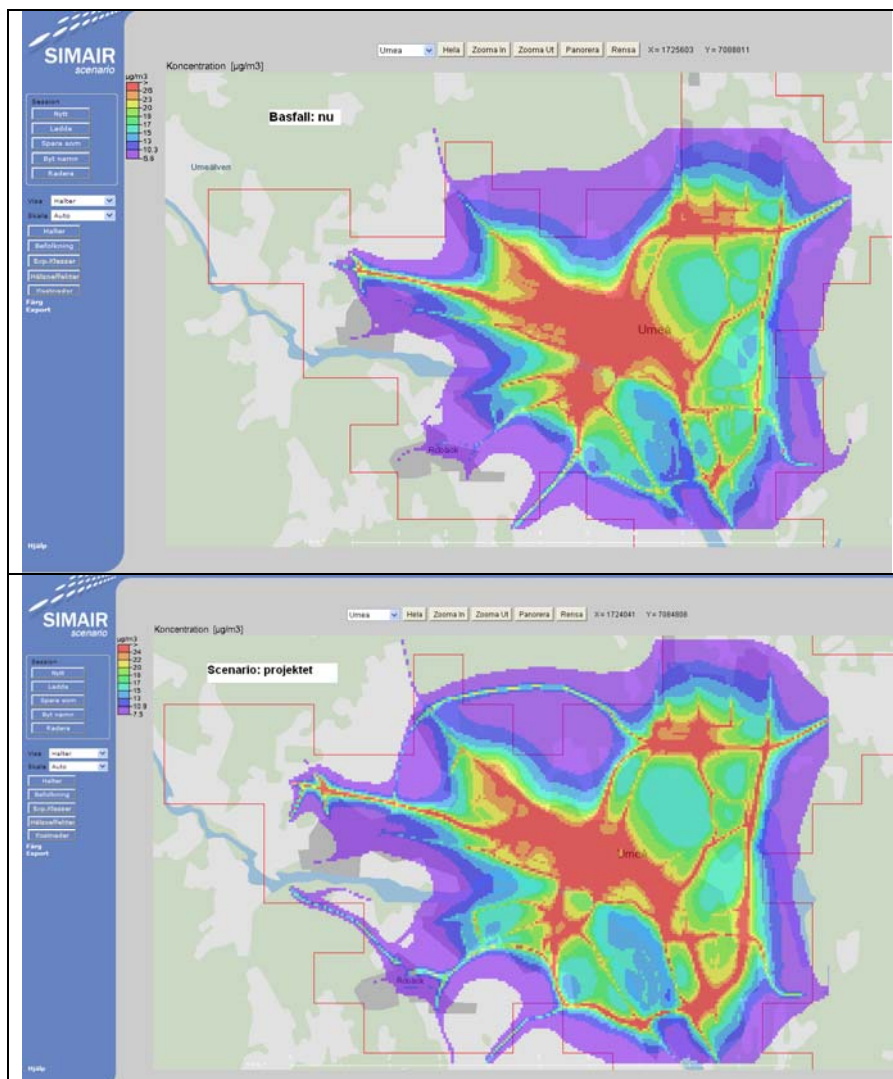
För att visa hur SIMAIRscenario kan användas vill vi ge ett exempel på en aktuell tillämpning, nämligen för en planerad vägsträckning av E4:an i Umeå. Beräkningarna här avser bara att visa hur SIMAIRscenario kan användas, en mer detaljerad analys görs av Trafikverket. I Figur 13 visas den nuvarande sträckningen av E4:an genom Umeå (nu) och en alternativ projekterade vägsträckningen kallad projektet.



Figur 13. Nuvarande (röd streckat) och projekterad vägsträckning av E4:an genom Umeå.

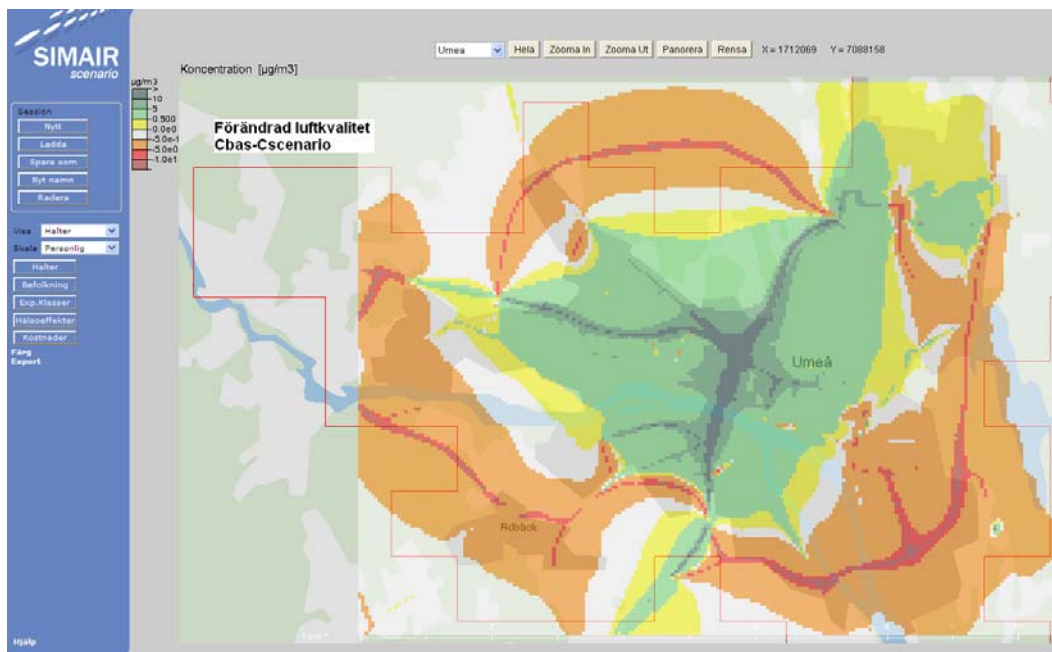
Basfallet för våra beräkningar är således nuläget och projektet är vårt scenario, se Figur 1.

För att få fram haltdata för dessa två beräkningsfall har Airviro modellen använts med detaljerade emissionsdata och beräkningarna har gjorts för NO_x (Gidhagen, 2010). Resultaten av beräkningarna visas i Figur 14. Basfallet visas i den övre figuren och scenariefallet i den nedre figuren.



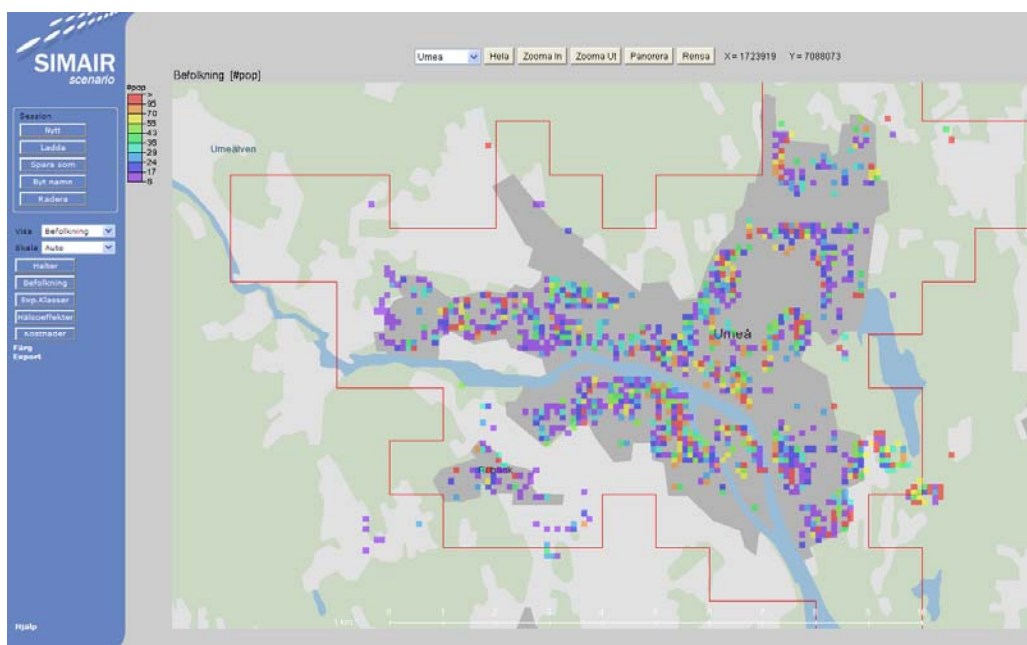
Figur 14. Beräknade halter av NO_x (µg/m³) för den nuvarande sträckningen av E4:an genom Umeå (övre figur) och en projekterad ny sträckning av E4:an för Umeå (nedre figur).

Nästa steg i analysen är att beräkna förändringen i luftkvalitet genom att ta skillnaden mellan halterna i basfallet och halterna i scenariefallet. Det görs med hjälp av sidan [Halter](#), se Figur 6. Resultatet av beräkningarna visas i Figur 15. Som framgår av figuren är miljönyttan relativt stor i centrala Umeå medan i utkanten av Umeå innebär scenariot en miljöförlust genom ökad trafik i dessa områden.



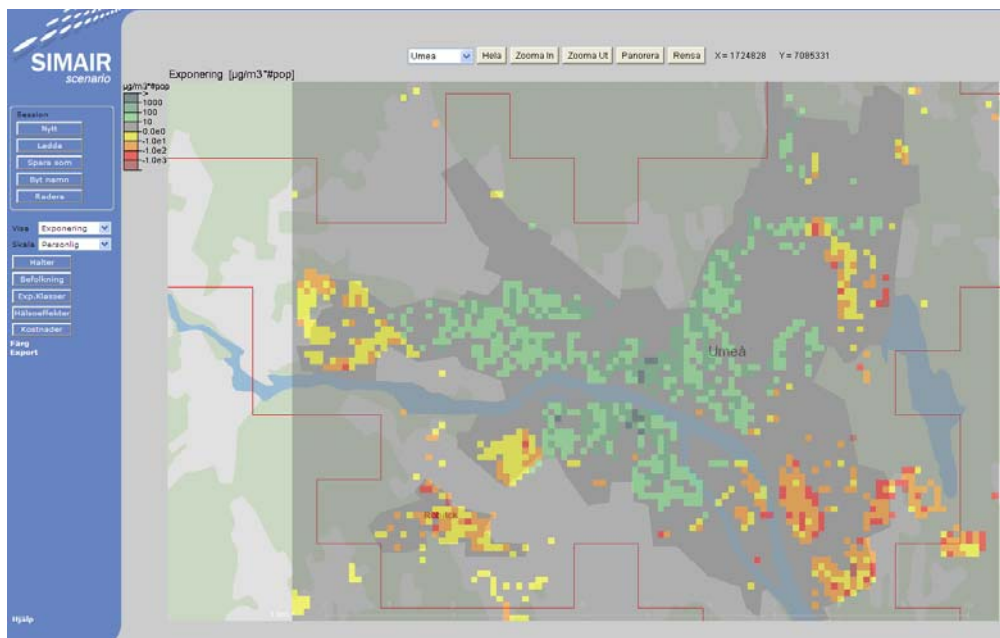
Figur 15. Beräknade förändringar i luftkvalitet baserat på basfallet och scenariefallet som visas i Figur 14.

Nästa steg i analysen är att skapa fält med befolkningsdata. Det görs med hjälp av knappen **Befolkning**, där befolkningsdata för alla ålderskategorier och för 2008 används. I Figur 16 visas dessa data med en geografisk fördelning på 100*100 meter.



Figur 16. Total befolkning för Umeå år 2008 fördelat geografiskt i 100*100 meters rutor.

Förändringen i exponering kan nu beräknas genom att multiplicera befolkningsdata (Figur 16) och förändringen i luftkvalitet (Figur 15). Resultatet av beräkningarna visas i Figur 17. Som framgår av figuren beräknas en exponeringsvinst för centrala delar av Umeå men en exponeringsförlust för vissa områden i utkanten av Umeå.



Figur 17. Förändrad exponering beroende på förändringar i luftkvalitet mellan bas och scenariefallet.

Förändringen i exponeringen kan nu studeras via **Exp.Klasser**. Det har dels gjorts för basfallet dels för scenariefallet för olika haltintervall. Resultaten visas i Figur 18. Den befolkningsviktade medelhalten för basfallet är $18.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och för scenariefallet $17.06 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Skillnaden är således positiv, ca $1.04 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Förändringen innebär också att de högsta halterna i scenariefallet är lägre än de i basfallet.

Exponeringsklasser - Resultat			Exponeringsklasser - Resultat		
Koncentration	Befolkning	basfall: nu	Koncentration	Befolkning	scenario: projekt
<0	0		<0	0	
0-10	10407		0-10	9486	
10-20	25591		10-20	29885	
20-30	15747		20-30	14654	
30-40	2776		30-40	1739	
40-50	754		40-50	372	
50-60	625		50-60	0	
60-70	53		60-70	0	
70-80	183		70-80	0	
80-90	0		80-90	0	
>90	0		>90	0	
Total befolkning inom området : 56136			Total befolkning inom området : 56136		
Befolkningsviktad medelhalt : 18.1			Befolkningsviktad medelhalt : 17.06		

Figur 18. Förändringen i exponering mellan basfallet och scenariefallet.

Uppskattad förändring i hälsoeffekterna kan nu beräknas. Det görs med hjälp av sidan [Hälsoeffekter](#). Hälsoeffekter diskuteras i Avsnitt 3. En norsk undersökning (Nafstad et al., 2004) har bedömts som mest relevant för konsekvensanalyser i Sverige med fokus på trafikavgaser när det gäller för tidig död på grund av luftföroreningar. Den norska undersökningen av vuxna män rapporterade en ökad dödlighet med 8 % per 10 µg/m³ ökad halt av NOx. För beräkningarna behövs också grundförekomsten av dödsfall också anges. Ett typiskt värde, som också tillämpas här är att av 100 000 innevånare dör i genomsnitt ca 1000 personer per år, dvs. 1 %. I Figurerna 19 och 20 visas indata till beräkningarna samt resultatet, som visar att hälsovinsten beräknas till 4.675 personer per år, dvs. antalet personer som beräknas dö för tidigt på grund av luftföroreningar minskar med ca 4-5 personer per år vid den trafikomläggning som studerats.

Hälsorisk	Referens	Relativ risk per µg/m3	Grundförekomst (%)
NOx mortality	Nafstad	1.008	1.0

Figur 19. Indata till hälsoeffektberäkningarna.

Hälsorisk	Referens	Relativ risk per µg/m3	Grundförekomst (%)	Hälsoeffekter
NOx mortality	Nafstad	1.008	1.0	4.675

Figur 20. Resultat av hälsoeffektberäkningarna, som också kan presenteras i Excel via funktionen Export.

Den ekonomiska vinsten av detta hälsoutfall kan därefter beräknas. I avsnitt 4.4 diskuteras rekommenderade värden för förtidig död på grund av luftföroreningar. För svenska förhållanden rekommenderas 21 miljoner SEK baserat på en sammanställning av Hultkrantz and Svensson (2008). I Figurerna 21 och 22 visas indata och resultat för dessa beräkningar. Som framgår av Figur 22 beräknas nyttan av projektet med avseende på förbättrad luftkvalitet till 98 MSEK.

Hälsorisk	Referens	Uppskattad Kostnad
NOx mortality	Nafstad	21

Figur 21. Indata till den ekonomiska värderingen av förändrade hälsoeffekter.

Hälsorisk	Referens	Uppskattad Kostnad	Kostnader
NOx mortality	Nafstad	21	98.17

Figur 22. Resultat av den ekonomiska värderingen av förändrade hälsoeffekter, som också kan presenteras i Excel via funktionen **Export**.

7. Osäkerhetsuppskattningar

Varje del i beräkningarna innehåller osäkerheter. Det gäller såväl för haltberäkningar som för hälsouppskattningar och ekonomiska värderingar. Det är därför angeläget att genomföra analyser av dessa och också ta fram en metodik för att kvantifiera osäkerheten i de olika beräkningsstegen. Det är dock inte helt enkelt. De resultat som framkommer från statistiska analyser av empiriskt material är aldrig helt exakta utan de punktskattningar som anges har alltid ett konfidensintervall inom vilket det sanna värdet troligtvis ligger. Storleken på konfidensintervallet visar om osäkerheten med ett visst punkttestimat är stor eller liten. Olika studier kan dock ge olika punkttestimat med olika konfidensintervall och problemet blir då att väga samma resultat från flera studier. I vissa fall kan statistiska metoder användas men om de empiriska studierna bygger på olika metodik kan detta vara svårt. Detta är därför en komplicerad problemställning som inte rymts i det här redovisade projektet. Vi föreslår därför att en sådan metodik för osäkerhetsbedömning utvecklas som ett eget projekt.

Referenser

- Adamowicz W.L., Dupont D., Krupnick A. and Zhang J., 2007: *Valuation of cancer and microbial disease risk reductions in municipal drinking water*. Discussion paper 07-39. Resources for the future.
- AEA Technology Environment, 2005: *Methodology for the Cost-Benefit analysis for CAFÉ Volume 1: Overview of Methodology*. AEAT/ED51014/Methodology Paper Issue 4. http://www.cafe-cba.org/assets/volume_1_methodology_overview_02-05.pdf.
- Alberini, A., Hunt, A. and Markandya, A., 2004: *Willingness to Pay to Reduce Mortality Risks: Evidence from a Three-Country Contingent Valuation Study*. Environmental & Resource Economics 33, pp 251–264.
- Andersson, C., Langner J. and Bergström, R., 2007: *Interannual variation and trends in air pollution over Europe due to climate variability during 1958-2001 simulated with a regional CTM coupled to the ERA40 reanalysis*. Tellus B, 59, 77-98.
- Andersson, C., Bergström, R. and Johansson, C., 2009: *Population exposure and mortality due to PM in Europe-long-term simulation of source region and shipping contributions*. Atmospheric Environment, 43, 3614-3620.
- Andersson, H. and Treich N., 2008: *The Value of a Statistical Life*. In De Palma A., Lindsey R., Quinet E. and Vickerman R. (eds) Handbook in Transport Economics.
- Andersson, S. Omstedt, G. och Robertson, L., 2010: *Känslighetsanalys, vidareutveckling och validering av SIMAIRs urbana spridningsmodell BUM*. SMHI Meteorologi, Nr 142.
- APEHA2, 2010: <http://ajrccm.atsjournals.org/cgi/content/full/169/11/1257>
- APHEIS, 2002: *Health impact assessment of air pollution in 26 European cities*, In VS, Saint-Maurice, 2002.
- Bergström, R., 2008: *TESS - Traffic Emissions, Socioeconomic valuation and Socioeconomic measures. Part 2: Exposure of the European population to atmospheric particles (PM) caused by emissions in Stockholm*. SMHI Meteorologi, Nr 132.
- Bergström, R., Eneroth, K., Forsberg, B., Johansson, C. and Nerhagen, L., 2009: *The mortality cost of particulate matter due to emissions in the Stockholm area – an investigation into harmfulness, sources and the geographical dimension of their impact*. VTI rapport 635A.
- Berkowicz, R., 2000a: *A simple model for urban background pollution*. Environmental Monitoring and Assessment 65, 259-267.

- Berkowicz, R., 2000b: *OSPM: a parametrised street pollution model*. Environmental Monitoring and Assessment 65, 323-331.
- Bickel, P. and Friedrich, R., 2005: *Externalities of Energy – Methodology 2005 Update*. European Commission EUR 21951. <http://www.externe.info>.
- Bolin, K. and Lindgren, B., 2004: *Rökning – produktionsbortfall och sjukvårdskostnader*. Rapport R 2004:3. Folkhälsoinstitutet.
- Bosworth, R., Cameron, T.A. and DeShazo, J.R., 2009: Journal of Environmental Economics and Management No. 57 pp. 293-308
- Chilton, S., Covey, J., Jones-Lee, M., Loomes, G., and Metcalf, H., 2004: *Valuation of Health Benefits Associated with Reductions in Air Pollution*. DEFRA, UK.
- Cropper, M.L., Aydede, S.K. and Portney, P.R., 1994: *Preferences for Life Saving Programs: How the Public Discounts Time and Age*, Journal of Risk and Uncertainty Vol. 8 No. 3.
- Environment Canada, 2010: <http://www.ec.gc.ca/default.asp?lang=En&n=714D9AAE-1&news=C33CCDD9-3186-4A43-875A-A1D88135164F>
- ExterneE, 2005: *Externalities of Energy Methodology 2005 Update*. <http://www.externe.info/>
- Filleul, L., Rondeau, V., Vandentorren, S., Le Moual, N., Cantagrel, A., Annesi-Maesano, I., et al., 2005: *Twenty five year mortality and air pollution: results from the French PAARC survey*. Occup Environ Med 2005;62(7):453-60.
- Forsberg, B., Hansson, H.C., Johansson, C., Areskoug, H., Persson, K. and Järholm, B., 2005: *Comparative health assessment of local and regional particulate air pollutants in Scandinavia*. Ambio, Vol. 34, pp.11–19.
- Friedrich, R. and Bickel, P., 2001: *Environmental External Costs of Transport*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, Germany.
- Fusco, D., Forastiere, F., Michelozzi, P., Spadea, T., Ostro, B., Arcà, M., Perucci, CA., 2001: *Air pollution and hospital admissions for respiratory conditions in Rome, Italy*. Eur Respir J. 2001 Jun;17(6):1143-50.
- Gidhagen, L., Johansson, C., Omstedt, G., Langner, J. and Olivares, G., 2004: *Model simulation of NO_x and ultrafine particles close to a Swedish Highway*. Environment Science and Technology 38, 6730-6740.
- Gidhagen, L., Johansson, H. and Omstedt, G., 2009: *SIMAIR - Evaluation tool for meeting the EU directive on air pollution limits*. Atmospheric Environment, 43, 1029-1036, doi:10.1016/j.atmosenv.2008.01.056.
- Gidhagen, L., Bellander, T., Omstedt, G., Pershagen, G. and Willers, S., 2010: *High resolution modelling of PM exposure in the Swedish population*, manuskript in preparation
- Gryparis, A., Forsberg, B., Katsouyanni, K., Analitis, A., Touloumi, G., Schwartz, J., Samoli, E., Medina, S., Anderson, H.R., Niciu, E.M., Wichmann, H.E., Kriz, B., Kosnik, M., Skorkovsky, J., Vonk, J.M., Dörrbudak, Z., 2004: *Acute effects of ozone on mortality from the "air pollution and health: a European approach" project*. Am J Respir Crit Care Med. 2004 Nov 15;170(10):1080-7.
- Hanley, N., Shogren, J.F. and White, B., 1997: *Environmental Economics In Theory and Practice*. Mcmillan Press Ltd.
- Hoek, G., Brunekreef, B., Goldbohm, S., Fischer, P., van der Brandt, P., 2002: *The association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in a Dutch cohort study*. Lancet 2002; 360: 1203 – 1209.
- <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5314-0.pdf>. Nedladdad 104001
- Hultkrantz, L. och M. Svensson, 2007: *Värdering av trafiksäkerhet, vad visar forskningen*, PM 2007-10-01, ESI, Örebro universitet.
- Häggmark, L., Ivarsson, K.I., Gollvik, S. and Olofsson P.O., 2000: *MESAN, an operational mesoscale analysis system*. Tellus 52A, p 1-20.

- Jerrett, M., Burnett, R.T., Ma, R., Pope, C.A. 3rd, Krewski, D., Newbold, K.B., Thurston, G., Shi, Y., Finkelstein, N., Calle, E.E., Thun, M.J., 2005: *Spatial analysis of air pollution and mortality in Los Angeles*. *Epidemiology*. 2005;16(6):727-36.
- Johansson, C., Burman, L. and Forsberg, B., 2009: *The effects of congestions tax on air quality and health*. *Atmospheric Environment* 43, 4843-4854.
- Kahnert, M., 2006: *Operational 2D-var analysis of ground observations in the Swedish National Environmental Surveillance Programme*. In: L. Barrie, J. P. Burrows, P. Monks, S. Nickovic, and P. Borell (Eds.), *Chemical data assimilation for observation of the Earth's atmosphere*, pp.142-145, WMO technical report 1360, GAW report 169, ACCENT report 7.2006, ACCENT secretariat, Urbino, 2006.
- Krupnick, A., 2004: *Valuing Health Outcomes: Policy Choices and Technical issues*. RFF Report. Resource for the Future.
- Künzli, N., Kaiser, R., Medina, S., et al., 2000: *Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment*. *The Lancet* 2000; 356:795-801.
- Le Tertre, A., Quénel, P., Eilstein, D., Medina, S., Prouvost, H., Pascal, L., Boumghar, A., Saviuc, P., Zeghnoun, A., Filleul, L., Declercq, C., Cassadou, S., Le Goaster, C., 2002: *Short-term effects of air pollution on mortality in nine French cities: a quantitative summary*. *Arch Environ Health*. 2002 Jul-Aug;57(4):311-9.
- Modig, L. and Forsberg, B., 2007: *Perceived annoyance and asthmatic symptoms in relation to vehicle exhaust levels outside home: a cross-sectional study*. *Environ Health*. 2007 Sep 28;6:29.
- Modig, L., Torén, K., Janson, C., Jarvholm, B., Forsberg, B., 2009: *Vehicle exhaust outside the home and onset of asthma among adults*. *Eur Respir J*. 2009 Jun;33(6):1261-7.
- Nafstad, P., Haheim, L.L., Wisloff, T., Gram, F., Oftedal, B., Holme, I., et al., 2004: *Urban air pollution and mortality in a cohort of Norwegian men*. *Environmental Health Perspectives* 112, 610-615.
- Naturvårdsverket, 2003: *Konsekvensanalysen steg för steg –Handledning i samhällsekonomisk konsekvensanalys för Naturvårdsverket*.
- Nerhagen, L., Forsberg, B., Johansson, C. och Lövenheim B., 2005: *Luftföroreningarnas Externa Kostnader. Förslag på beräkningsmetod för trafiken utifrån granskning av ExternE-beräkningar för Stockholm och Sverige*. VTI rapport 517.
- Nerhagen, L., Bergström, R., Forsberg, B., Johansson, C. and Eneroth, C., 2009: *The mortality cost of particulate matter due to emissions in the Stockholm area – an investigation into harmfulness, sources and the geographical dimension of their impact*.
- Nerhagen, L., och Li, C-Z., 2010: *Valuing statistical lives or life years? A choice experimental study*. Working paper at <http://swopec.hhs.se>
- Netten, A. and Curtis, L., 2000: *Unit costs of Health and Social Care 2000*. Personal Social Services Research Unit (PSSRU). <http://www.pssru.ac.uk/index.htm> .
- VTI, 2009: VTI rapport 635A, 2009-01-28. Available at www.vti.se/publications
- OECD, 2006: *Economic Valuation of Environmental Health Risks to Children*. OECD Publishing. <http://www.oecdbookshop.org/oecd/display.asp?lang=EN&sf1=identifiers&st1=972006041p1>. Nedladdad 100401
- Omstedt, G., 2007: *VEDAIR ett internetverktyg för bedömning av luftkvalitet vid småskalig biobränsleeldning* [VEDAIR an internet tool for evaluation of air quality in residential areas with small-scale wood combustion], SMHI Report no. 123 (available from kundtjanst@smhi.se).
- Omstedt, G., Andersson, S., Gidhagen, L. and Robertson, L., 2011: *Evaluation of new model tools for meeting the targets of the EU Air Quality Directive: A case study on the studded tyre use on Swedish roads*. Accepted for publication in *International Journal of Environment and Pollution*.
- Pope, A., Burnett, R., Thune, M., Calle, E., Krewski, D., Ito, K. and Thurston, G., 2002: *Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution*. *JAMA*. 287, 1132-1141.

- Pope, C. A., III; Thun, M. J.; Namboodiri, M. M.; Dockery, D. W.; Evans, J. S.; Speizer, F. E.; Heath, C. W., Jr., 1995: *Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults*. Am. J. Respir. Crit. Care Med. 1995;151:669-674.
- Ready, R., Navrud, S., Day, B., Dubourg, R., Machado, F., Mourato, S., Spanninks, F. and M. X. V. Rodriquez, 2004: *Benefit Transfer in Europe: How Reliable Are Transfers Across Countries?*, Environmental & Resource Economics, 29
- Robertson, L., Langner, J. and Engardt, M., 1999: *An Eulerian limited-area atmospheric transport model*. J. Appl. Meteor. 38, 190-210.
- Samakovlis, S. och Svensson, L., 2004: *Värdering av hälsoeffekter från luftföroreningar*. Miljöräkenskaper Rapport 2004:2. Konjunkturinstitutet.
- Scoggins, A., Kjellstrom, T., Fisher, G., Connor, J., Gimson, N., 2004: *Spatial analysis of annual air pollution exposure and mortality*. Sci Total Environ 2004;321(1-3):71-85.
- SIKA, 2008: *Samhällsekonomska principer och kalkylvärden för transportsektorn*: ASEK 4.
- SIKA, PM 2008:3: http://www.sika-institute.se/Templates/Page____416.aspx Nedladdad 100401
- SLB-ANALYS, april 2007: *Exponering för partikelhalter(PM10) i Stockholms län*.
- SNV, 2008: *Förslag till ny förordning om miljö kvalitetsnormer för utomhusluft*. Rapport 5884
- SMHI och Vägverket, 2005: *SIMAIR: Modell för beräkning av luftkvalitet i vägars närområde – slutrapport mars 2005*. SMHI Rapport nr. 2005-37. Nås via: http://simair.smhi.se/luftkvalitet/documents/Simair_final_smhirapport.pdf
- Titenberg, T., 2007: *Environmental Economics & Policy*. Pearson Addison Wesley.
- Trafikverket, 2010: *Handbok för vägtrafikens luftföroreningar*. <http://www.trafikverket.se/Privat/Miljo-och-halsa/Halsa/Luft/Dokument-och-lankar-om-luft/Handbok-for-vagtrafikens-luftfororeningar/>
- USEPA, 2008: *BenMAP – Environmental Benefits Mapping and Analysis*, Users Manual. <http://www.epa.gov/air/benmap/docs.html>. Downloaded 100301
- Viscusi and Gayer, 2005: *Quantifying and valuing environmental health risks..* In Mäler K-G and Vincent J.R. (eds): *Handbook of Environmental Economics*, Volume 2. Elsevier B.V.
- Viscusi, W.K., and Aldy, J.E., 2007: *Labor market estimates of the senior discount for the value of a statistical life*. Journal of Environmental Economics and Management 53, pp. 377-392.
- Vredin-Johansson, M., and Forslund, J., 2009: *Klimatanpassning i Sverige - Samhällsekonomska värderingar av hälsoeffekter*. Miljöekonomi specialstudie no. 20. Konjunkturinstitutet.
- Vägverket och SMHI, 2007: *Dokumentation om ARTEMIS i SIMAIR: Emissionsfaktorer i ARTEMIS*. 24 oktober 2007. Nås via: http://simair.smhi.se/luftkvalitet/documents/ARTEMIS_dokumentation.pdf
- WHO, 2003: *Health Aspects of Air Pollution With Particulate Matter, Ozone and NitrogenDioxide*. Report on a WHO working group. WHO, Bonn, Germany, EUR/03/5042688. <http://www.euro.who.int/document/e79097.pdf>
- WHO, 2004: *Health Aspects of Air Pollution-Answers to Follow up Questions from CAFE (Clear Air For Europe)*. Report on a WHO working group. WHO, Bonn, Germany, EUR/04/5046026.
- WHO, 2006: *Air Quality Guidelines Global Update 2005*. WHO Regional Office for Europe. Scherfigsvej 8. DK-2100 Copenhagen O, Denmark. Available from: <http://www.euro.who.int/Dokument/E90038.pdf>
- WHO Regional Office for Europe, 2010: *Air quality health impact assessment software AirQ2.2* http://www.euro.who.int/air/activities/20050223_5
- Zanobetti, A., Schwartz, J., Samoli, E., Gryparis, A., Touloumi, G., Atkinson, R., Le Tertre, A., Bobros, J., Celko, M., Goren, A., Forsberg, B., Michelozzi, P., Rabeczenko, D., Aranguez Ruiz, E., Katsouyanni, K., 2002: *The temporal pattern of mortality responses to air pollution: a multicity assessment of mortality displacement*. Epidemiology. 2002 Jan;13(1):87-93.

Grid resampling

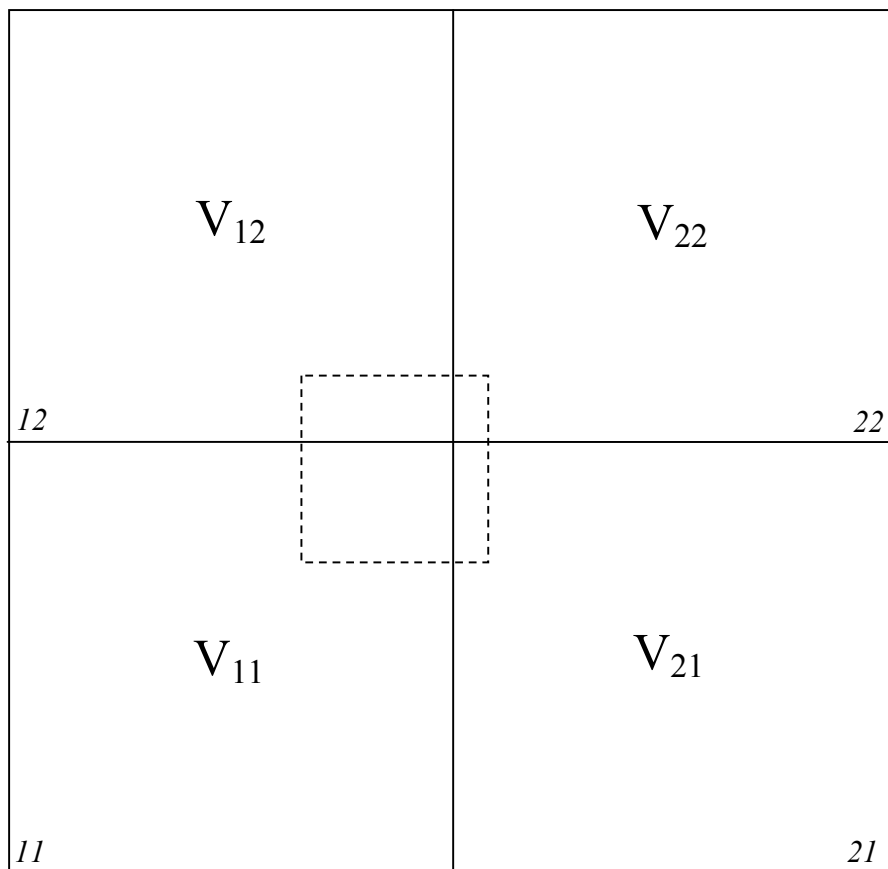
Lars Örtengren, Apertum

Bilaga 1

Three major methods for resampling will be described in this document: Average by area, Sum by area and Receptor points.

Average by area

This method is suitable when resampling for concentration grids where you have a value that represents every part of the grid square. The new value will be a weighted average between the parts. Suitable both for homogenous grids and quad-grids.



Then we will have:

$$v = V_{11} \cdot \frac{a_{11}}{a_{tot}} + V_{12} \cdot \frac{a_{12}}{a_{tot}} + V_{21} \cdot \frac{a_{21}}{a_{tot}} + V_{22} \cdot \frac{a_{22}}{a_{tot}}$$

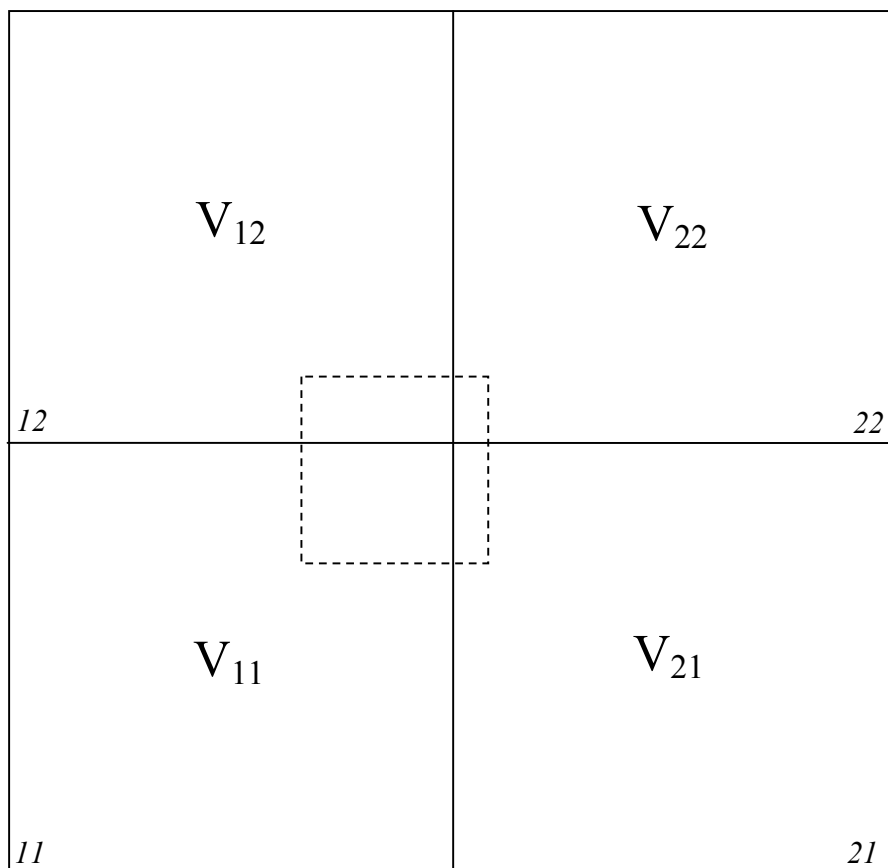
where:

V_{11} , V_{12} , V_{21} , V_{22} are the values in the source grid.

v is the values in the destination grid. a_{11} , a_{12} , a_{13} , a_{14} are the areas of the sub parts of the destination grid square. a_{tot} is the total are of the destination grid square.

Sum by area

This method is suitable when resampling for example population grids where you have a number of people in each square. If you take a part of one grid square you can only count a proportional number of people for that sub-area. Suitable both for homogenous grids and quad-grids.



Then we will have:

$$v = V_{11} \cdot \frac{a_{11}}{A_{11}} + V_{12} \cdot \frac{a_{12}}{A_{12}} + V_{21} \cdot \frac{a_{21}}{A_{21}} + V_{22} \cdot \frac{a_{22}}{A_{22}}$$

where:

V_{11} , V_{12} , V_{21} , V_{22} are the values in the source grid.

v is the values in the destination grid.

A_{11} , A_{12} , A_{13} , A_{14} are the areas of the source grid squares.

a_{11} , a_{12} , a_{13} , a_{14} are the areas of the sub parts of the destination grid square.

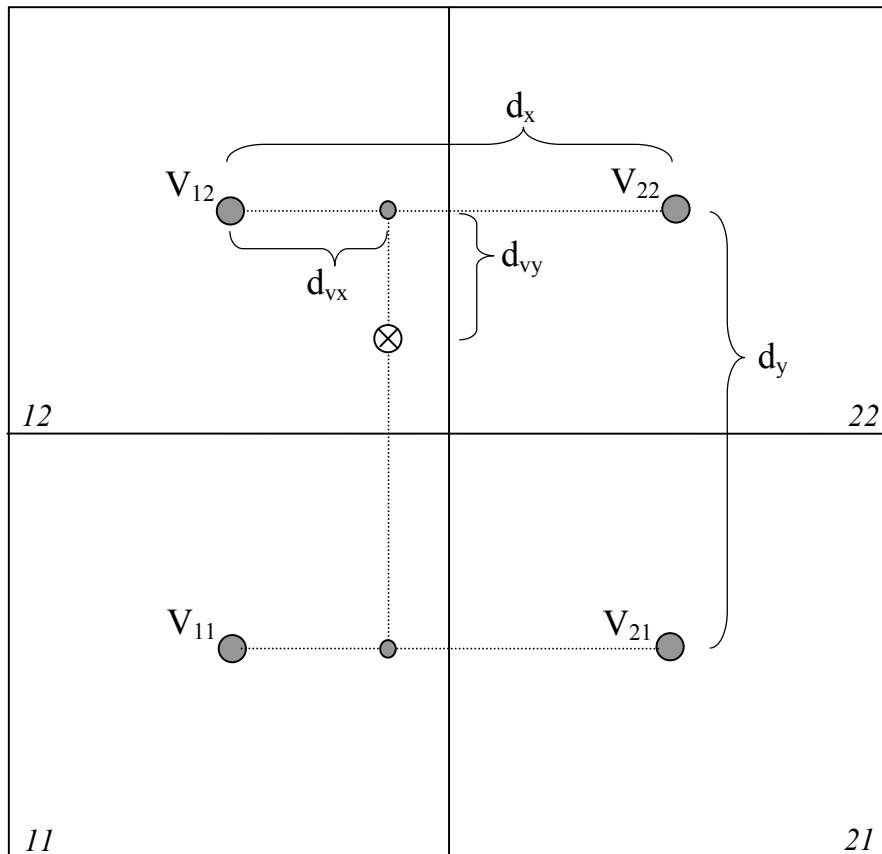
Receptor points

This method is suitable when just extracting the value in discrete points (receptor points) or for resampling of a concentration grid when the destination grid has grid squares of the same size or smaller than the source grid.

However, there are several ways of calculating the value of a receptor point in the source grid.

Bi-linear interpolation

This method works very well for homogenous grids.



Then we will have:

$$v = V_{11}(1 - x_{fac}) \cdot (1 - y_{fac}) + V_{12}(1 - x_{fac}) \cdot y_{fac} + V_{21} \cdot x_{fac} \cdot (1 - y_{fac}) + V_{22} \cdot x_{fac} \cdot y_{fac}$$

where

$$x_{fac} = \frac{d_{vx}}{d_x}$$

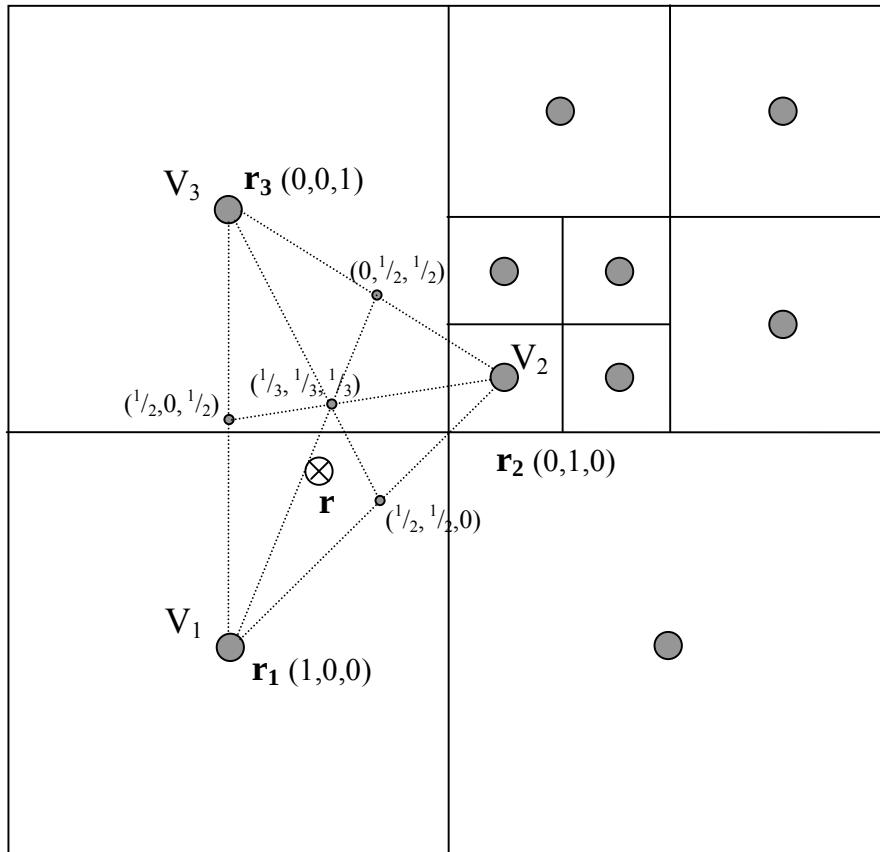
$$y_{fac} = \frac{d_{vy}}{d_y}$$

V_{11} , V_{12} , V_{21} , V_{22} are the values in the source grid.

Barycentric Coordinates Interpolation

In a quad grid, the grid points can be seen as a set of scattered points. It is always possible to divide this set of scattered points into triangles, where each corner of the triangle is a grid point and no other grid points is within the triangle.

In order to find the value for a point in a quad grid, the triangle that circumscribes the receptor point needs to be found. Once this triangle has been found, a method using Barycentric coordinates can be used to interpolate a value in the receptor point.



For a triangle **T** with three vertices **r**₁, **r**₂ and **r**₃, we can express any point on this triangle as a weighted sum of these three vertices:

$$\mathbf{r} = \lambda_1 \cdot \mathbf{r}_1 + \lambda_2 \cdot \mathbf{r}_2 + \lambda_3 \cdot \mathbf{r}_3$$

where λ_1 , λ_2 and λ_3 are the so called area coordinates. Inside the triangle they are all in the range 0 to 1 and the sum of them are 1. For a given point in the triangle, we can then use the area coordinates as weights to interpolate a value:

$$v = \lambda_1 \cdot v_1 + \lambda_2 \cdot v_2 + \lambda_3 \cdot v_3$$

This is also true for points outside of the rectangle, in which we are getting an extrapolated value following the slope of the plane of the triangle. How are the area coordinates calculated then? If the vector $\mathbf{r}$ has the cartesian coordinates (x,y) , we have:

$$\begin{aligned}x &= \lambda_1 x_1 + \lambda_2 x_2 + \lambda_3 x_3 \\y &= \lambda_1 y_1 + \lambda_2 y_2 + \lambda_3 y_3\end{aligned}$$

We can now substitute with $\lambda_3 = 1 - \lambda_1 - \lambda_2$:

$$\begin{aligned}x &= \lambda_1 x_1 + \lambda_2 x_2 + (1 - \lambda_1 - \lambda_2) x_3 \\y &= \lambda_1 y_1 + \lambda_2 y_2 + (1 - \lambda_1 - \lambda_2) y_3\end{aligned}$$

And rearrange a little:

$$\begin{aligned}\lambda_1 (x_1 - x_3) + \lambda_2 (x_2 - x_3) + x_3 - x &= 0 \\ \lambda_1 (y_1 - y_3) + \lambda_2 (y_2 - y_3) + y_3 - y &= 0\end{aligned}$$

This is a linear transformation that can be written as:

$$\mathbf{T} \cdot \boldsymbol{\lambda} = \mathbf{r} - \mathbf{r}_3$$

Where $\boldsymbol{\lambda}$ is the vector of the Barycentric coordinates, $\mathbf{r}$ is the vector of Cartesian coordinates and $\mathbf{T}$ is the matrix:

$$\mathbf{T} = \begin{pmatrix} x_1 - x_3 & x_2 - x_3 \\ y_1 - y_3 & y_2 - y_3 \end{pmatrix}$$

Since the vectors $\mathbf{r}_1 - \mathbf{r}_3$ and $\mathbf{r}_2 - \mathbf{r}_3$ are linearly independent, the matrix can be inverted:

$$\begin{pmatrix} \lambda_1 \\ \lambda_2 \end{pmatrix} = \mathbf{T}^{-1}(\mathbf{r} - \mathbf{r}_3)$$

The Barycentric coordinates of $\mathbf{r}=(x,y)$ will then be:

$$\lambda_1 = \frac{(y_2 - y_3)(x - x_3) + (x_3 - x_2)(y - y_3)}{\det(\mathbf{T})}$$

$$\lambda_2 = \frac{(y_3 - y_1)(x - x_3) + (x_1 - x_3)(y - y_3)}{\det(\mathbf{T})}$$

$$\lambda_3 = 1 - \lambda_1 - \lambda_2$$

SMHIs publiceringar

SMHI ger ut sju rapportserier. Tre av dessa, R-serierna är avsedda för internationell publik och skrivs därför oftast på engelska. I de övriga serierna används det svenska språket.

Seriernas namn	Publiceras sedan
RMK (Report Meteorology and Climatology)	1974
RH (Report Hydrology)	1990
RO (Report Oceanography)	1986
METEOROLOGI	1985
HYDROLOGI	1985
OCEANOGRAFI	1985
KLIMATOLOGI	2009

I serien METEOROLOGI har tidigare utgivits:

1985	9	Wern, L. (1985) Spridningsberäkningar för ASEA transformers i Ludvika.
1 Hagmarker, A. (1985) Satellitmeteorologi.	10	Axelsson, G., Eklind, R. (1985) Ovädret på Östersjön 23 juli 1985.
2 Fredriksson, U., Persson, Ch., Laurin, S. (1985) Helsingborgsluft.	11	Laurin, S., Bringfelt, B. (1985) Spridningsmodell för kväveoxider i gatumiljö.
3 Persson, Ch., Wern, L. (1985) Spridnings- och depositionsberäkningar för av fallsförbränningsanläggningar i Sofielund och Högdalen.	12	Persson, Ch., Wern, L. (1985) Spridnings- och depositionsberäkningar för avfallsförbränningsanläggning i Sofielund.
4 Kindell, S. (1985) Spridningsberäkningar för SUPRAs anläggningar i Köping.	13	Persson, Ch., Wern, L. (1985) Spridnings- och depositionsberäkningar för avfallsförbränningsanläggning i Högdalen.
5 Andersson, C., Kwick, T. (1985) Vindmätningar på tre platser på Gotland. Utvärdering nr 1.	14	Vedin, H., Andersson, C. (1985) Extrema köldperioder i Stockholm.
6 Kindell, S. (1985) Spridningsberäkningar för Ericsson, Ingelstafabriken.	15	Krieg, R., Omstedt, G. (1985) Spridningsberäkningar för Volvos planerade bilfabrik i Uddevalla.
7 Fredriksson, U. (1985) Spridningsberäkningar för olika plymlyft vid avfallsvärmeverket Sävenäs.	16	Kindell, S. Wern, L. (1985) Luftvårdsstudie avseende industrikombinatet i Nynäshamn (koncentrations- och luktberäkningar).
8 Fredriksson, U., Persson, Ch. (1985) NO _x - och NO ₂ -beräkningar vid Vasaterminalen i Stockholm.	17	Laurin, S., Persson, Ch. (1985) Beräknad formaldehydspridning och

- deposition från SWEDSPANs spånskivefabrik.
- 18 Persson, Ch., Wern, L. (1985)
Luftvårdsstudie avseende industri-kombinatet i Nynäshamn – depositions-beräkningar av koldamm.
 - 19 Fredriksson, U. (1985)
Luktberäkningar för Bofors Plast i Ljungby, II.
 - 20 Wern, L., Omstedt, G. (1985)
Spridningsberäkningar för Volvos planerade bilfabrik i Uddevalla - energi-centralen.
 - 21 Krieg, R., Omstedt, G. (1985)
Spridningsberäkningar för Volvos planerade bilfabrik i Uddevalla - kompletterande beräkningar för fabrikerna.
 - 22 Karlsson, K.-G. (1985)
Information från Meteosat - forskningsrön och operationell tillämpning.
 - 23 Fredriksson, U. (1985)
Spridningsberäkningar för AB Åkerlund & Rausings fabrik i Lund.
 - 24 Färnlöf, S. (1985)
Radarmeteorologi.
 - 25 Ahlström, B., Salomonsson, G. (1985)
Resultat av 5-dygnsprognos till ledning för isbrytarverksamhet vintern 1984-85.
 - 26 Wern, L. (1985)
Avesta stadsmodell.
 - 27 Hultberg, H. (1985)
Statistisk prognos av ytemperatur.
- 1986
- 1 Krieg, R., Johansson, L., Andersson, C. (1986)
Vindmätningar i höga master, kvartals-rapport 3/1985.
 - 2 Olsson, L.-E., Kindell, S. (1986)
Air pollution impact assessment for the SABAH timber, pulp and paper complex.
 - 3 Ivarsson, K.-I. (1986)
Resultat av byggväderprognoser - säsongen 1984/85.
 - 4 Persson, Ch., Robertson, L. (1986)
Spridnings- och depositionsberäkningar för en sopförbränningsanläggning i Skövde.
 - 5 Laurin, S. (1986)
Bilavgaser vid intagsplan - Eskilstuna.
 - 6 Robertson, L. (1986)
Koncentrations- och depositions-beräkningar för en sopförbrännings-anläggning vid Ryaverken i Borås.
 - 7 Laurin, S. (1986)
Luften i Avesta - föroreningsbidrag från trafiken.
 - 8 Robertson, L., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för bromcyan.
 - 9 Wern, L. (1986)
Extrema byvindar i Orrefors.
 - 10 Robertson, L. (1986)
Koncentrations- och depositions-beräkningar för Halmstads avfalls-förbränningsanläggning vid Kristinehed.
 - 11 Törnevik, H., Ugnell (1986)
Belastningsprognoser.
 - 12 Joelsson, R. (1986)
Något om användningen av numeriska prognoser på SMHI (i princip rapporten till ECMWF).
 - 13 Krieg, R., Andersson, C. (1986)
Vindmätningar i höga master, kvartals-rapport 4/1985.
 - 14 Dahlgren, L. (1986)
Solmätning vid SMHI.
 - 15 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för ett kraftvärme-verk i Sundbyberg.

- 16 Kindell, S. (1986)
Spridningsberäkningar för Uddevallas fjärrvärmecentral i Hovhult.
- 17 Häggkvist, K., Persson, Ch., Robertson, L (1986)
Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp från ett antal källor inom SSAB Luleå-verken.
- 18 Krieg, R., Wern, L. (1986)
En klimatstudie för Arlanda stad.
- 19 Vedin, H. (1986)
Extrem arealnederbörd i Sverige.
- 20 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för lösningsmedel i Tibro.
- 21 Krieg, R., Andersson, C. (1986)
Vindmätningar i höga master - kvartalsrapport 1/1986.
- 22 Kwick, T. (1986)
Beräkning av vindenergitillgången på några platser i Halland och Bohuslän.
- 23 Krieg, R., Andersson, C. (1986)
Vindmätningar i höga master - kvartalsrapport 2/1986.
- 24 Persson, Ch. (SMHI), Rodhe, H. (MISU), De Geer, L.-E. (FOA) (1986)
Tjernobylylyckan - En meteorologisk analys av hur radioaktivitet spreds till Sverige.
- 25 Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkningar för Spendrups bryggeri, Grängesberg.
- 26 Krieg, R. (1986)
Beräkningar av vindenergitillgången på några platser i Skåne.
- 27 Wern, L., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar, SSAB.
- 28 Wern, L., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för ny ugn, SSAB II.
- 29 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för Volvo Hallsbergverken.
- 30 Fredriksson, U. (1986)
SO₂-halter från Hammarbyverket kring ny arena vid Johanneshov.
- 31 Persson, Ch., Robertson, L., Häggkvist, K. (1986)
Spridningsberäkningar, SSAB - Luleå-verken.
- 32 Kindell, S., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för SAABs planerade bilfabrik i Malmö.
- 33 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för svavelsyrafabrik i Falun.
- 34 Wern, L., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för Västhamnsverket HKV1 i Helsingborg.
- 35 Persson, Ch., Wern, L. (1986)
Beräkningar av svaveldepositionen i Stockholmsområdet.
- 36 Joelsson, R. (1986)
USAs månadsprognoser.
- 37 Vakant nr.
- 38 Krieg, R., Andersson, C. (1986)
Utemiljön vid Kvarnberget, Lysekil.
- 39 Häggkvist, K. (1986)
Spridningsberäkningar av freon 22 från Ropstens värmepumpverk.
- 40 Fredriksson, U. (1986)
Vindklassificering av en plats på Hemsön.
- 41 Nilsson, S. (1986)
Utvärdering av sommarens (1986) använda konvektionsprognoshjälpmedel.
- 42 Krieg, R., Kwick, T. (1986)
Vindmätningar i höga master.

- 43 Krieg, R., Fredriksson, U. (1986)
Vindarna över Sverige.
- 44 Robertson, L. (1986)
Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp
vid ScanDust i Landskrona - bestämning
av cyanvätehalter.
- 45 Kwick, T., Krieg, R., Robertson, L. (1986)
Vindförhållandena i Sveriges kust- och
havsband, rapport nr 2.
- 46 Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkningar för en planerad
panncentral vid Lindsdal utanför Kalmar.
- 47 Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkningar för Volvo BMs
fabrik i Landskrona.
- 48 Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkningar för ELMO-CALFs
fabrik i Svenljunga.
- 49 Häggkvist, K. (1986)
Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp
från syrgas- och bensenupplag inom SSAB
Luleåverken.
- 50 Wern, L., Fredriksson, U., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för lösningsmedel i
Tidaholm.
- 51 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för Volvo BM ABs
anläggning i Braås.
- 52 Ericson, K. (1986)
Meteorological measurements performed
May 15, 1984, to June, 1984, by the SMHI
- 53 Wern, L., Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkning för Kockums Plåt-
teknik, Ronneby.
- 54 Eriksson, B. (1986)
Frekvensanalys av timvisa temperatur-
observationer.
- 55 Wern, L., Kindell, S. (1986)
Luktberäkningar för AB ELMO i Flen.
- 56 Robertson, L. (1986)
Spridningsberäkningar rörande utsläpp av
NO_x inom Fagersta kommun.
- 57 Kindell, S. (1987)
Luften i Nässjö.
- 58 Persson, Ch., Robertson, L. (1987)
Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp
vid ScanDust i Landskrona - bestämning
av cyanväte.
- 59 Bringfelt, B. (1987)
Receptorbaserad partikelmodell för
gatumiljömodell för en gata i Nyköping.
- 60 Robertson, L. (1987)
Spridningsberäkningar för Varbergs
kommun. Bestämning av halter av SO₂,
CO, NO_x samt några kolväten.
- 61 Vedin, H., Andersson, C. (1987)
E 66 - Linderödsåsen - klimatförhållanden.
- 62 Wern, L., Fredriksson, U. (1987)
Spridningsberäkningar för Kockums
Plåtteknik, Ronneby. 2.
- 63 Taesler, R., Andersson, C., Wallentin, C.,
Krieg, R. (1987)
Klimatkorrigering för energiförbrukningen
i ett eluppvärmt villaområde.
- 64 Fredriksson, U. (1987)
Spridningsberäkningar för AB Åretå-
Trycks planerade anläggning vid Kungens
Kurva.
- 65 Melgarejo, J. (1987)
Mesoskalig modellering vid SMHI.
- 66 Häggkvist, K. (1987)
Vindlaster på kordahus vid Alviks Strand -
numeriska beräkningar.
- 67 Persson, Ch. (1987)
Beräkning av lukt och föroreningshalter i
luft runt Neste Polyester i Nol.
- 68 Fredriksson, U., Krieg, R. (1987)
En överskalig klimatstudie för Tornby,
Linköping.

- 69 Häggkvist, K. (1987)
En numerisk modell för beräkning av
vertikal momentumtransport i områden
med stora råhetselement. Tillämpning på
ett energiskogsområde.
- 70 Lindström, Kjell (1987)
Weather and flying briefing aspects.
- 71 Häggkvist, K. (1987)
En numerisk modell för beräkning av
vertikal momentumtransport i områden
med stora råhetselement. En koefficient-
bestämning.
- 72 Liljas, E. (1988)
Förbättrad väderinformation i jordbruket -
behov och möjligheter (PROFARM).
- 73 Andersson, Tage (1988)
Isbildning på flygplan.
- 74 Andersson, Tage (1988)
Aeronautic wind shear and turbulence.
A review for forecasts.
- 75 Kållberg, P. (1988)
Parameterisering av diabatiska processer i
numeriska prognosmodeller.
- 76 Vedin, H., Eriksson, B. (1988)
Extrem arealnederbörd i Sverige
1881 - 1988.
- 77 Eriksson, B., Carlsson, B., Dahlström, B.
(1989)
Preliminär handledning för korrektion av
nederbördsmängder.
- 78 Liljas, E. (1989)
Torv-väder. Behovsanalys med avseende
på väderprognoser och produktion av
bränsletorv.
- 79 Hagmarker, A. (1991)
Satellitmeteorologi.
- 80 Lövblad, G., Persson, Ch. (1991)
Background report on air pollution
situation in the Baltic states - a
prefeasibility study.
IVL Publikation B 1038.
- 81 Alexandersson, H., Karlström, C.,
Larsson-McCann, S. (1991)
Temperaturen och nederbörden i Sverige
1961-90. Referensnormaler.
- 82 Vedin, H., Alexandersson, H., Persson, M.
(1991)
Utnyttjande av persistens i temperatur och
nederbörd för vårflödesprognoser.
- 83 Moberg, A. (1992)
Lufttemperaturen i Stockholm
1756 - 1990. Historik, inhomogeniteter
och urbaniseringseffekt.
Naturgeografiska Institutionen,
Stockholms Universitet.
- 84 Josefsson, W. (1993)
Normalvärden för perioden 1961-90 av
globalstrålning och solskenstid i Sverige.
- 85 Laurin, S., Alexandersson, H. (1994)
Några huvuddrag i det svenska
temperatur-klimatet 1961 - 1990.
- 86 Fredriksson, U. och Ståhl, S. (1994)
En jämförelse mellan automatiska och
manuella fältmätningar av temperatur och
nederbörd.
- 87 Alexandersson, H., Eggertsson Karlström,
C. och Laurin S. (1997).
Några huvuddrag i det svenska
nederbörds-klimatet 1961-1990.
- 88 Mattsson, J., Rummukainen, M. (1998)
Växthuseffekten och klimatet i Norden -
en översikt.
- 89 Kindbom, K., Sjöberg, K., Munthe, J.,
Peterson, K. (IVL)
Persson, C. Roos, E., Bergström, R.
(SMHI). (1998)
Nationell miljöövervakning av luft- och
nederbörds-kemi 1996.
- 90 Foltescu, V.L., Häggmark, L (1998)
Jämförelse mellan observationer och fält
med griddad klimatologisk information.
- 91 Hultgren, P., Dybbroe, A., Karlsson, K.-G.
(1999)
SCANDIA – its accuracy in classifying
LOW CLOUDS

- 92 Hyvarinen, O., Karlsson, K.-G., Dybbroe, A. (1999)
Investigations of NOAA AVHRR/3 1.6 μm imagery for snow, cloud and sunglint discrimination (Nowcasting SAF)
- 93 Bennartz, R., Thoss, A., Dybbroe, A. and Michelson, D. B. (1999)
Precipitation Analysis from AMSU (Nowcasting SAF)
- 94 Appelqvist, Peter och Anders Karlsson (1999)
Nationell emissionsdatabas för utsläpp till luft - Förstudie.
- 95 Persson, Ch., Robertson L. (SMHI) Thaning, L (LFOA). (2000)
Model for Simulation of Air and Ground Contamination Associated with Nuclear Weapons. An Emergency Preparedness Model.
- 96 Kindbom K., Svensson A., Sjöberg K., (IVL) Persson C., (SMHI) (2001)
Nationell miljöövervakning av luft- och nederbörds kemi 1997, 1998 och 1999.
- 97 Diamandi, A., Dybbroe, A. (2001)
Nowcasting SAF
Validation of AVHRR cloud products.
- 98 Foltescu V. L., Persson Ch. (2001)
Beräkningar av moln- och dimdeposition i Sverigemodellen - Resultat för 1997 och 1998.
- 99 Alexandersson, H. och Eggertsson Karlström, C (2001)
Temperaturen och nederbörden i Sverige 1961-1990. Referensnormaler - utgåva 2.
- 100 Korpela, A., Dybbroe, A., Thoss, A. (2001)
Nowcasting SAF - Retrieving Cloud Top Temperature and Height in Semi-transparent and Fractional Cloudiness using AVHRR.
- 101 Josefsson, W. (1989)
Computed global radiation using interpolated, gridded cloudiness from the MESA-BETA analysis compared to measured global radiation.
- 102 Foltescu, V., Gidhagen, L., Omstedt, G. (2001)
Nomogram för uppskattning av halter av PM_{10} och NO_2
- 103 Omstedt, G., Gidhagen, L., Langner, J. (2002)
Spridning av förbränningsemissioner från småskalig biobränsleeldning – analys av $\text{PM}_{2.5}$ data från Lycksele med hjälp av två Gaussiska spridningsmodeller.
- 104 Alexandersson, H. (2002)
Temperatur och nederbörd i Sverige 1860 - 2001
- 105 Persson, Ch. (2002)
Kvaliteten hos nederbörds kemiska mätdata som utnyttjas för dataassimilation i MATCH-Sverige modellen".
- 106 Mattsson, J., Karlsson, K-G. (2002)
CM-SAF cloud products feasibility study in the inner Arctic region
Part I: Cloud mask studies during the 2001 Oden Arctic expedition
- 107 Kärner, O., Karlsson, K-G. (2003)
Climate Monitoring SAF - Cloud products feasibility study in the inner Arctic region. Part II: Evaluation of the variability in radiation and cloud data
- 108 Persson, Ch., Magnusson, M. (2003)
Kvaliteten i uppmätta nederbörds mängder inom svenska nederbörds kemiska stationsnät
- 109 Omstedt, G., Persson Ch., Skagerström, M (2003)
Vedeldning i småhusområden
- 110 Alexandersson, H., Vedin, H. (2003)
Dimensionerande regn för mycket små avrinningsområden
- 111 Alexandersson, H. (2003)
Korrektion av nederbörd enligt enkel klimatologisk metodik
- 112 Joro, S., Dybbroe, A.(2004)
Nowcasting SAF – IOP
Validating the AVHRR Cloud Top Temperature and Height product using

- 113 Persson, Ch., Ressner, E., Klein, T. (2004)
Nationell miljöövervakning – MATCH-Sverige modellen
Metod- och resultatsammanställning för åren 1999-2002 samt diskussion av osäkerheter, trender och miljömål
- 114 Josefsson, W. (2004)
UV-radiation measured in Norrköping 1983-2003.
- 115 Martin, Judit, (2004)
Var tredje timme – Livet som väderobservatör
- 116 Gidhagen, L., Johansson, C., Törnquist, L. (2004)
NORDIC – A database for evaluation of dispersion models on the local, urban and regional scale
- 117 Langner, J., Bergström, R., Klein, T., Skagerström, M. (2004)
Nuläge och scenarier för inverkan på marknära ozon av emissioner från Västra Götalands län – Beräkningar för 1999
- 118 Trolez, M., Tetzlaff, A., Karlsson, K-G. (2005)
CM-SAF Validating the Cloud Top Height product using LIDAR data
- 119 Rummukainen, M. (2005)
Växthuseffekten
- 120 Omstedt, G. (2006)
Utvärdering av PM₁₀ -mätningar i några olika nordiska trafikmiljöer
- 121 Alexandersson, H. (2006)
Vindstatistik för Sverige 1961-2004
- 122 Samuelsson, P., Gollvik, S., Ullerstig, A., (2006)
The land-surface scheme of the Rossby Centre regional atmospheric climate model (RCA3)
- 123 Omstedt, G. (2007)
VEDAIR – ett internetverktyg för beräkning av luftkvalitet vid småskalig biobränsleledning
- 124 Persson, G., Strandberg, G., Barring, L., Kjellström, E. (2007)
Beräknade temperaturförhållanden för tre platser i Sverige – perioderna 1961-1990 och 2011-2040
- 125 Engart, M., Foltescu, V. (2007)
Luftföroreningar i Europa under framtida klimat
- 126 Jansson, A., Josefsson, W. (2007)
Modelling of surface global radiation and CIE-weighted UV-radiation for the period 1980-2000
- 127 Johnston, S., Karlsson, K-G. (2007)
METEOSAT 8 SEVIRI and NOAA Cloud Products. A Climate Monitoring SAF Comparison Study
- 128 Eliasson, S., Tetzlaff, A., Karlsson, K-G. (2007)
Prototyping an improved PPS cloud detection for the Arctic polar night
- 129 Trolez, M., Karlsson, K-G., Johnston, S., Albert, P (2008)
The impact of varying NWP background information on CM-SAF cloud products
- 130 Josefsson, W., Ottosson Löfvenius, M (2008)
Total ozone from zenith radiance measurements. An empirical model approach
- 131 Willén, U (2008)
Preliminary use of CM-SAF cloud and radiation products for evaluation of regional climate simulations
- 132 Bergström, R (2008)
TESS Traffic Emissions, Socioeconomic valuation and Socioeconomic measures Part 2:
Exposure of the European population to atmospheric particles (PM) caused by emissions in Stockholm
- 133 Andersson, S., Bergström, R., Omstedt, G., Engardt, M (2008)
Dagens och framtidens partikelhalter i

- Sverige. Utredning av exponerings-
minskningsmål för PM2.5 enligt nytt
luftdirektiv
- 134 Omstedt, G., Andersson, S (2008)
Vintervägar med eller utan dubbdäck.
Beräkningar av emissioner och halter av
partiklar för olika dubbdäcksscenarioer
- 135 Omstedt, G., Andersson, S., Johansson,
Ch., Löfgren, B-E (2008)
Luftkvalitet och småskalig biobränsle-
eldning. Tillämpningar av SIMAIR ved för
några kommuner
- 136 Josefsson, W., Ottosson Löfvenius, M
(2009)
Measurements of total ozone 2006-2008
- 137 Andersson, S., Omstedt, G (2009)
Validering av SIMAIR mot mätningar av
PM10, NO₂ och bensen.
Utvärdering för svenska tätorter och
trafikmiljöer avseende år 2004 och 2005
- 138 Wern, L., Barring, L (2009)
Sveriges vindklimat 1901 – 2008
Analys av förändring i geostrofisk vind
- 139 Wern, L., German, J (2009)
Korttidsnederbörd i Sverige, 1995 – 2008
- 140 Omstedt, G., Andersson, S., Bergström., R
(2010)
Dagens och framtidens luftkvalitet i
Sverige. Haltberäkningar av NO₂, PM10
och PM2.5 i svenska trafikmiljöer för
framtidsscenarioer med minskade
europeiska emissioner
- 141 Wern, L., Isaksson, L (2010)
Åska i Sverige 2002 – 2009
- 142 Andersson, S., Omstedt, G., Robertson, L
(2010)
Känslighetsanalys, vidareutveckling och
validering av SIMAIRs urbana spridnings-
modell BUM
- 143 Wern L., (2010)
Extrem nederbörd i Sverige
under 1 till 30 dygn, 1880 – 2010
- 144 Omstedt, G., Andersson, S., Bennet, C.,
Bergström, R., Gidhagen, L., Johansson,
Ch., Persson, K (2010)
Kartläggning av partiklar i Sverige –
halter, källbidrag och kunskapsluckor
- 145 Engardt, M., Andersson, C., Bergström, R
(2010)
Modellering av Marknära Ozon
- Regionala och högupplösta tillämpningar
av MATCH



Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut
601 76 NORRKÖPING
Tel 011-495 80 00 Fax 011-495 80 01

ISSN 0283-7730