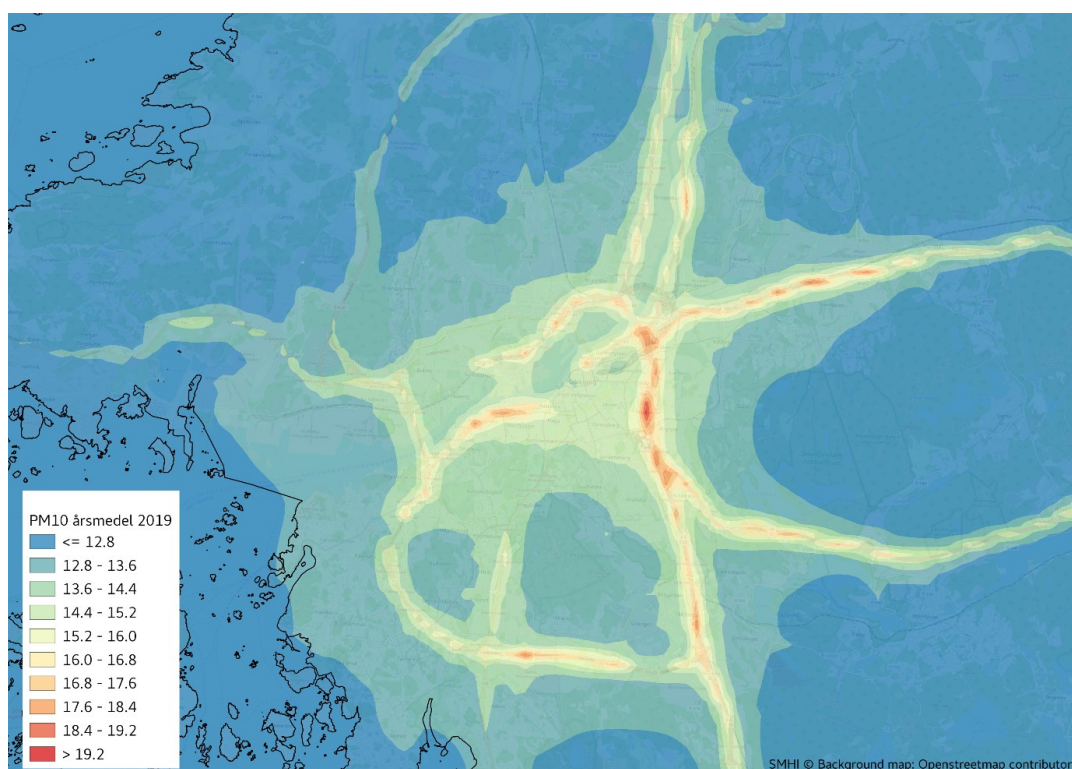


Referenslaboratoriet för luftkvalitet – modeller

2023-11-27

Vägledning för användning av modeller vid framtagande av åtgärdsprogram för luft



Pärbild.

Bilden föreställer modellerad årsmedelhalt i $\mu\text{g}/\text{m}^3$ av PM10 i Göteborg år 2019.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1 INLEDNING.....	5
2 NUVARANDE LUFTKVALITETSSITUATION.....	7
2.1 Kartläggning av halter i en tätort.....	7
2.1.1 Framtagande av trafikrelaterade avgasemissioner.....	8
2.1.2 Trafikrelaterade icke-avgasemissioner.....	9
2.1.3 Meteorologisk indata.....	10
2.1.4 Fysiska miljön.....	10
2.1.5 Indata för bakgrundshalter.....	10
2.1.6 Nulägesbeskrivning – omfattningen av överskridandet samt basscenario.....	11
2.2 Befolkningsexponering.....	12
3 KÄLLFÖRDELNING – IDENTIFIERING AV DOMINERANDE UTSLÄPPSKÄLLOR.....	14
3.1 Detaljerad lokal källfördelning av trafik.....	15
3.1.1 Källfördelning av vägtrafik med en lokalskalig modell.....	15
3.1.2 Källfördelning av vägtrafik med trafikmätningar och emissionsberäkningar.....	18
3.2 Spatials haltbidrag.....	18
3.2.1 Urbant haltbidrag.....	19
3.2.2 Regionalt haltbidrag.....	20
3.2.3 Alternativ för att erhålla spatials haltbidrag.....	20
4 FÖRBÄTTRINGSÅTGÄRDER – EFFEKTANALYS.....	22
4.1 Åtgärdsscenario.....	22
4.2 Ogynnsamt scenario.....	24
5 PROGNOSE FÖR LUFTKVALITETEN.....	25
6 REFERENSER.....	27

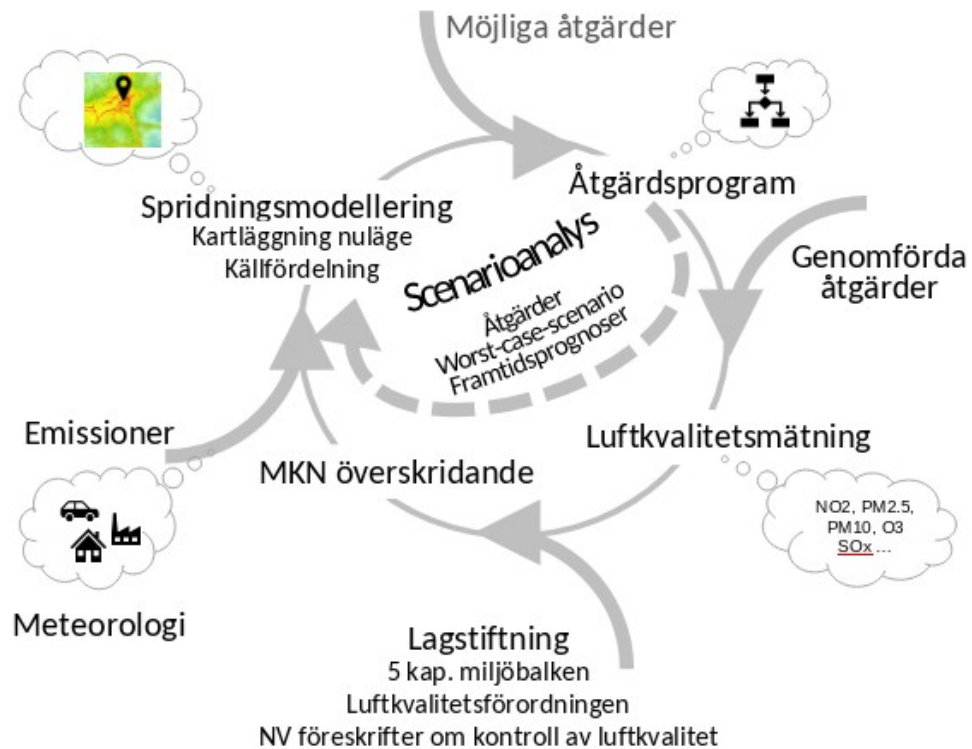
Denna sida är avsiktligt blank

1 Inledning

Om en miljö kvalitetsnorm (MKN) för utomhusluft överskrids eller riskerar att överskridas ska kommunen underrätta Naturvårdsverket, som sedan gör en bedömning av behovet av att upprätta ett åtgärdsprogram. Berörd länsstyrelse eller kommun ska sedan ta fram ett sådant (Naturvårdsverket, 2019).

Modellering är ett nödvändigt verktyg för att få fram information och underlag om luftföroreningsituationen i en tätort som formellt ska ingå i åtgärdsprogrammen och rapportering av dessa till EU-kommissionen. Krav på innehåll i åtgärdsprogram finns i 5 kap. 9 § miljöbalken och 33 § luftkvalitetsförordningen (SFS 2010:477). Dessa krav specificeras i mer detalj i kraven på rapportering av uppgifterna om fastställda åtgärdsprogram som finns i Bilaga 7 i Naturvårdsverkets föreskrifter om kontroll av luftkvalitet (NFS 2019:9). Detaljerad vägledning om innehåll och rapportering av åtgärdsprogram finns även i Luftguiden (Naturvårdsverket, 2019).

Denna guide är avsedd att vara ett komplement till vägledningen i Luftguiden och ge mer detaljerad och teknisk vägledning med praktiska exempel om framtagande av indata till modeller och hur modellresultat kan användas i arbetet med åtgärdsprogram. Fokus i detta dokument ligger på föroreningarna PM₁₀ och NO₂ och särskilt med avseende på trafikällor i en tätort. Fokus blir därmed också på användandet av modeller på lokal skala. Med utgångspunkt i lagstiftningens krav och Naturvårdsverkets vägledning har Referenslaboratoriet för luftkvalitet – modeller (Reflab - modeller) tagit fram denna vägledning om hur modellering kan vara ett bra stöd i arbete med åtgärdsprogram.



Figur 1: Utvärderingscykel av luftkvalitet och kopplingar mellan spridningsmodellering och framtagande av åtgärdsprogram där modellering utgör ett viktigt verktyg för att bedöma effekten av olika åtgärder för att minska luftföroreningshalterna i exempelvis en kommun.

Arbetet med luftkvalitet kan ses som en ständig process med återkommande aktiviteter och utvärderingar kring luftföroreningshalter och åtgärder. Dessa steg sammanfattas översiktligt i Figur 1. Arbetet med att ta fram åtgärdsprogram triggas alltsomoftast av att luftkvalitetsmätningar har registrerat höga halter som överskrider eller riskerar att överskrida miljökvalitetsnormer (MKN) på en viss plats och därmed behöver åtgärder tas. För att utforska om höga halter förekommer mer utbrett och på fler platser behöver en kartläggning av luftföroreningshalter genomföras över ett större område och görs lämpligen med en spridningsmodell. För att genomföra dessa haltberäkningar krävs indata i form av utsläppsmängder (emissioner) från samtliga källor och meteorologi (vilken styr spridningsförhållandena). Kartläggningen ger information om nuläget av luftkvalitetssituationen över ett större område och visar om det finns fler platser med höga halter (s.k. hotspots). Efter kartläggning ska en källfördelning göras, vilken syftar till att hitta de mest dominerande utsläppskällorna som bidrar till de höga halterna. Med hjälp av detta underlag, tas förslag på konkreta åtgärder fram som kan reducera emissioner från de dominerande källorna. Spridningsmodellering kan därefter användas för att testa effekten av åtgärdernas emissionsförändringar på halterna, samt för att göra framtidsprognoser och olika scenarioanalyser. Denna guide fokuserar på de aktiviteter som direkt kopplar till spridningsmodellering. Dessa är kartläggning, källfördelning, scenarioanalys samt framtagande av indata (emissioner och meteorologi) till modell och behandlas i mer detalj i olika avsnitt.

2 Nuvarande luftkvalitetssituation

2.1 Kartläggning av halter i en tätort

Kartläggning av luftkvaliteten i en tätort syftar till att identifiera de platser där MKN riskerar att överskridas eller överskrids. I svenska tätorter sker detta vanligtvis i gaturum med hög trafikbelastning. Är gaturummet trångt och instängt med tät omkringliggande bebyggelse ökar risken för höga luftföroreningshalter på grund av begränsad ventilation. Det är därmed mycket viktigt att kartlägga luftkvalitetssituationen över hela tätorten, dels på platser där man vet att trafikbelastningen är hög men även på platser där gaturum är trånga och höga halter kan bli ett problem trots en lägre trafikbelastning. Kartläggningar med modellberäkningar kräver därmed oftast en modell som kan beräkna halten i ett gaturum. Det finns ett antal olika modeller som beräknar halter i gaturum och som kräver att modellanvändaren tar fram indata för bl.a. trafikemissioner, gaturumsgeometrier, meteorologi och bakgrundshalter.

Vilken modelltyp som passar bäst för den aktuella kartläggningen beror på flera faktorer. Reflab – modeller har tagit fram en vägledning för stöd i val av modell¹, bland annat med avseende på överskridandets utbredning och bebyggelsestruktur. Det är viktigt att välja en modell som kan ta hänsyn till gaturummets påverkan på föroreningshalterna ifall överskridanden sker i mindre väl-ventilerade miljöer.

Kartläggningens omfattning beror på hur utbredda luftkvalitetsproblemen är. Förväntas överskridanden enbart ske väldigt lokalt, t ex vid mycket högt trafikbelastade gator bör fokus läggas i dessa gators närområde. Är utbredningen av överskridanden okänd eller tros vara ett problem i större delen av tätorten så bör kartläggningen täcka ett större område. Modellområdets storlek kan också påverka modellvalet, då vissa modelltyper är väldigt beräkningstunga eller opraktiska att köra för många gaturum. Ju fler gaturum som ska kartläggas desto större arbetsinsats behövs, dels för att ta fram uppdaterade indata om vägar och trafik för att beräkna emissioner, dels för att genomföra alla de beräkningar som krävs för att kartlägga huruvida utvärderingströsklar och MKN riskerar att överskridas.

För att göra beräkningar av halter med en modell är det mycket viktigt att införskaffa indata som beskriver utsläppskällorna i nuläget så bra som möjligt. En stor arbetsinsats som krävs inom modellering är just själva framtagandet av emissioner. Modeller behöver även indata i form av meteorologi och bakgrundshalter. Data för dessa finns oftast att tillgå genom mätningar eller också genom modeller. Men för emissioner, exempelvis från trafik, finns oftast inte några emissionsmätningar, utan dessa måste istället beräknas fram.

För att kunna genomföra en modellberäkning av luftföroreningshalten i ett gaturum krävs följande arbetssteg och moment beskrivna nedan i korthet. I vissa modellsystem ingår vissa av dessa steg automatiskt, vilket underlättar för användaren.

1. Ta fram emissionsdata för den eller de vägar som ska undersökas.
2. Hämta in information om den fysiska miljön som modellen kräver, t ex gaturummens geometrier.
3. Hämta in den meteorologi som spridningsmodellen kräver som indata.
4. Hämta in bakgrundshalter för den luftförorening som undersöks.
5. Beräkna luftföroreningshalten på de platser som ska undersökas.
6. Jämföra de beräknade årsmedelhalterna och percentilerna med gällande utvärderingströsklar och MKN.

Dessa steg beskrivs i mer detalj i avsnitten nedan.

¹ <https://www.smhi.se/reflab/guider/guider/vagledning-for-val-av-modelltyp-for-spridningsmodellering-i-tatortsmiljo-1.182830>

2.1.1 Framtagande av trafikrelaterade avgasemissioner

Avgasemissioner från trafik kan tas fram genom att kombinera väginformation, trafikdata, fordonstyper samt emissionsfaktorer.

Väginformation och trafikdata kan hämtas från den nationella vägdatatabasen NVDB som förvaltas av Trafikverket². Dock är kvaliteten på trafikdata olika bra beroende på typ av väg. För statliga vägar finns väl uppdaterade data, medan kvaliteten oftast är markant sämre för kommunala vägar. För kommunala vägar kan kommunens trafikkontor ha bättre information. Är informationen fortfarande bristfällig kan en trafikkonsult behöva anlitas för att ta fram mer detaljerat underlag.

Emissionsfaktorer, alltså en uppskattning av mängden utsläpp per använd mängd bränsle, för olika ämnen och fordonstyper kan hämtas från emissionsmodellen HBEFA³ (Handbook emission factors for Road transport). HBEFA har en databas som innehåller emissionsfaktorer för olika fordonskategorier, vägar och trafiksituationer. Trafiksituationer har flera dimensioner; urban/landsbygd, funktionell vägklass, hastighetsbegränsning och trafikflödesklasser som beskriver framkomlighet och köbildning. Fordonssammansättningen anpassas efter varje lands fordonsflotta och uppdateras på årsbasis i Sverige. Emissionsfaktorer uppdateras periodvis utan någon särskild frekvens för när uppdateringar sker. Den senaste versionen (HBEFA 4.2) är från januari 2022. Nästa planerade version är 5.1 men saknar fastställt datum för release.

För att räkna ut emissionen på en viss väg i en tätort behöver man alltså information om t ex vägtyp, körhastighet, fordonssammansättning, trafikflödesförhållanden och årsdygnstrafik. Nedan följer en lista på exempel på indata som påverkar hur stora emissionerna blir från trafik vid en viss väg:

- Trafikmängd (genomsnittligt antal fordon per dygn, årsdygnstrafik (ÅDT))
- Fordonssammansättning (andelar personbil, buss, lastbil, motorcykel)
- Bränsleandelar för olika fordonstyper (diesel, bensin, etanol, el, biogas)
- Andel tung trafik (% tung trafik)
- Dubbdäcksandelar (% dubbdäcksanvändning)
- Tidsvariation, dvs hur trafikmängden varierar över dygnet, veckan och månadsvis
- Trafikflöde (fritt, stopp och kör)
- Körhastighet (skyltad hastighet)
- Antal körfält
- Vägtyp
- Vägbredd

I vissa modeller, där emissionen beräknas i samband med haltberäkningen, har användare möjlighet att mata in data för trafik, fordon och väginformation m.fl. i ett gränssnitt vilket gör det relativt enkelt att snabbt uppdatera indata och beräkna emissioner vid ett vägavsnitt. I andra modeller behöver användaren beräkna emissionerna separat och läsa in emissionsdata i modellen i ett visst filformat, som beror på modellens uppbyggnad och struktur. Som användare bör man alltså konsultera modellens manual för vidare vägledning om vilket format och enhet emissionerna ska ha. Det kan vara allt från en enkel csv-fil till ett rastrerat format. Det kan vara bra att undersöka modellens emissionshantering i förväg, då det är en aspekt som kan påverka val av spridningsmodell.

HBEFA innehåller framtagna emissionsfaktorer för ett hundratal olika trafiksituationer samt fordonstyper (personbilar, tvåhjulingar, stadsbuss, lastbilar med släp, lastbilar utan släp m.fl.) och bränsletyper för olika luftföroreningar. Här följer ett enkelt exempel på hur emissionen för

² <https://www.nvdb.se/sv/>

³ <https://www.hbefa.net/>

NO_x från alla personbilar med olika bränslen på en kommunal väg kan räknas ut med hjälp av HBEFAs emissionsfaktorer (Tabell 1) för trafiksituationen: Urban (URB) kommunal motorväg (MW-City) med hastighetsgräns 70km/h (70) och fritt trafikflöde (Freeflow):

Tabell 1: NO_x emissionsfaktorer från HBEFA för personbilar med olika drivmedel och trafiksituationen URB/MW-City/70/Freeflow.

Fordonstyp	Drivmedel	Trafiksituation	EF_NO _x (g/km)	ÅDT
Personbil	Diesel	URB/MW-City/70/Freeflow	0,06097	10000
Personbil	Bensin	URB/MW-City/70/Freeflow	0,40059	9000
Personbil	El	URB/MW-City/70/Freeflow	0	1000
Personbil	El hybrid/diesel	URB/MW-City/70/Freeflow	0,05283	400
Personbil	El hybrid/bensin	URB/MW-City/70/Freeflow	0,00307	300
Personbil	Etanol	URB/MW-City/70/Freeflow	0,07849	100
Personbil	Biogas	URB/MW-City/70/Freeflow	0,05120	100

Den totala emissionen för alla personbilar (Emission_{pb}) för ett vägavsnitt beräknas alltså genom att summera alla emissioner för den specifika trafiksituationen samt de fordonstyper och bränslen som observerats.

$$\text{Emission}_{\text{pb}} = \text{EF}_{\text{trafiksituation_pb_diesel}} \times \text{ÅDT}_{\text{pb_diesel}} + \text{EF}_{\text{trafiksituation_pb_bensin}} \times \text{ÅDT}_{\text{pb_bensin}} + \text{EF}_{\text{trafiksituation_pb_el}} \times \text{ÅDT}_{\text{pb_el}} + \text{EF}_{\text{trafiksituation_pb_elhybrid/diesel}} \times \text{ÅDT}_{\text{pb_elhybrid/bensin}} + \text{EF}_{\text{trafiksituation_pb_etanol}} \times \text{ÅDT}_{\text{pb_etanol}} + \text{EF}_{\text{trafiksituation_pb_biogas}} \times \text{ÅDT}_{\text{pb_biogas}}$$

Därtill kommer även att beräkna (enligt samma princip som ovan) och summera emissionerna för samtliga övriga fordonstyper med olika drivmedel för att få ut den totala NO_x-emissionen för all trafik på det aktuella vägavsnittet. All information om emissionsfaktorer för vägtrafik hittas i HBEFA. Information om statliga vägars ÅDT och fordonssammansättning kan hämtas in från Trafikverket. För kommunala vägar kan sådan information ofta vara bristfällig eller saknas och som nämnts tidigare rekommenderas att kontakta kommunens trafikkontor alternativt trafikkonsult för att hämta in trafikdata genom mätningar eller modellering. Det krävs alltså en ganska stor insats för att beräkna trafikemissionerna, speciellt om de ska göras på många vägavsnitt. Om uppdaterad information om ex. fordonssammansättningen och trafikmängden på en väg saknas behöver detta tas fram med hjälp av trafikmätningar (Burman et al., 2020) eller trafikmodellering.

2.1.2 Trafikrelaterade icke-avgasemissioner

En stor del av partikelemmissioner kopplat till trafik utgörs av interaktionen mellan fordon och väg, vilken genererar slitagepartiklar och faller inom kategorin icke-avgasemissioner. Sådana emissioner är av stor betydelse i Sverige där observerade överskridanden av MKN för PM₁₀ orsakas till stor del av slitagepartiklar. Även halkbekämpningsmetoder såsom saltning och sandning av vägbanor kan generera partikelutsläpp. Slitagepartiklar genereras också från ett fordons bromsar. På lokal nivå kan det vara just slitagepartiklar som ger upphov till höga partikelhalter. Modeller som kan beräkna dessa partikelemmissioner är viktiga och forskning på

detta område har pågått under många år, men det finns fortfarande relativt stora osäkerheter i dessa emissioner.

Exempel på viktiga indata för att beräkna icke-avgasrelaterade partikelemissioner är:

- Dubbdäcksandelar
- Vinterdäcksandelar
- Val och omfattning av halkbekämpningsåtgärder, såsom sandning, saltning eller användning av dammbindningsmedel.

För att beräkna just slitagepartiklar är det viktigt att den spridningsmodell som används stödjer detta. NORTRIP-modellen⁴ är specifikt framtagen för att beräkna partikelemissioner (Denby et al., 2012).

2.1.3 Meteorologisk indata

För att beskriva luftens transport och omblandning och därmed också spridningen av luftföroreningar behöver modeller ta hänsyn till den rådande meteorologin. Olika modeller tar hänsyn till olika parametrar i beräkning av spridningsmönstret, men generellt krävs indata såsom vindhastighet, vindriktning, temperatur och nederbörd för att kunna beräkna luftomblandningen i exempelvis ett gaturum. Meteorologiska data kan antingen hämtas från mätstationer eller beräknas fram med meteorologiska modeller. Konsultera modellens manual för att säkerställa vilka meteorologiska variabler som behövs som indata, tidsupplösning samt i vilket filformat de behöver läsas in. SMHI tillhandahåller tjänster för öppna data där meteorologiska data kan laddas ned från en mängd mätstationer över hela Sverige⁵. Kommuner kan även ha tillgång till egna meteorologiska data som kan vara relevanta att använda om dessa finns nära de områden som undersöks och därmed i högre grad representerar den rådande meteorologin i områdena än en mätstation på längre avstånd.

2.1.4 Fysiska miljön

I ett gaturum kan speciella omblandningsförhållanden uppstå p.g.a. dess utformning och omkringliggande bebyggelse. En gaturumsmodell behöver därför ha information om gaturumsgeometri och byggnadshöjder för att kunna beräkna omblandning och luftflöde i ett gaturum. Beroende på vilken modell som används krävs olika mängder av indata om bebyggelsen. En enklare modell kräver färre indataparametrar medan en mer avancerad modell kan behöva fler. Se Reflab - modellens hemsida⁶ för en sammanställning av olika spridningsmodeller, samt separat vägledning om vilken modell som kan väljas i olika syften (SMHI, 2022).

2.1.5 Indata för bakgrundshalter

De beräknade gaturumshalterna från modellen baseras i många modeller endast på de emissioner som förekommer från vägavsnittet i själva gaturummet. Halterna i luften består dock inte bara av bidrag från den specifika väggällan utan även från emissionerna från det större området runtomkring, de så kallade bakgrundshalterna. Bakgrundshalterna behöver alltså adderas till lokalhalterna. Information om bakgrundshalterna kan exempelvis hämtas från genomförda mätningar vid så kallade urbana bakgrundsstationer, om sådan data finns tillgänglig för tätorten som analyseras. Det är viktigt att den urbana bakgrundsstationen är representativ för tätorten. Finns inte mätningar kan en urbanskalig modell användas för att beräkna urban

⁴ https://www.nilu.no/wp-content/uploads/dnn/23-2012-BDE-IS_NORTRIP-model-description.pdf

⁵ <https://www.smhi.se/data>

⁶ <https://www.smhi.se/reflab/luftkvalitetsmodeller>

bakgrundshalt. Urbanskaliga modeller anger ofta halterna över en yta i marknivå. En modell som beräknar de urbana halterna behöver i sig indata i form av emissioner, meteorologi och bakgrundshalter för att kunna beräkna halter över ett större område vari samtliga utsläppskällor bör återfinnas.

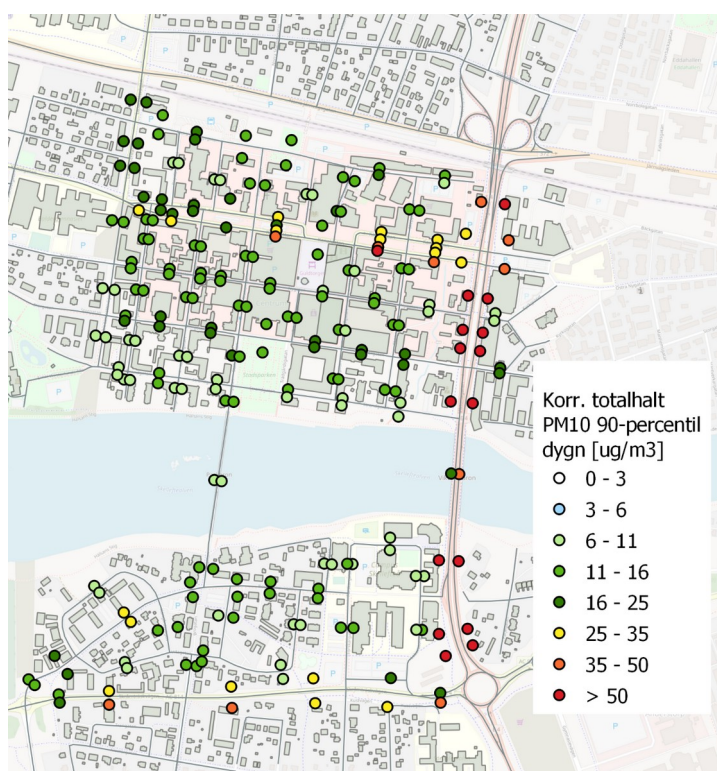
Rapporterade resultat från genomförda mätningar, inklusive vid urbana bakgrundsstationer finns att ladda ner hos Datavärdskapet för Luftkvalitet⁷.

2.1.6 Nulägesbeskrivning – omfattningen av överskridandet samt basscenario

När alla nödvändiga indata är framtagna och inlästa i modellen genomförs beräkningarna. Beräkningarna behöver ge resultat i form av årsmedelvärden, samt percentiler/antal överskridanden av de aktuella miljökvalitetsnormerna. Resultaten presenteras lämpligen i tabellformat och som kartbild för att illustrera överskridandets geografiska utbredning. Det är viktigt att kartlägga alla kritiska platser (t.ex. där trafikbelastningen är hög) i hela tätorten och eventuellt även i andra områden i en kommun där MKN kan riskera att överskridas. Detta för att få fram nödvändig information om omfattningen av överskridandet och därmed var åtgärder behöver vidtas. Överskridandets omfattning ska redovisas i ett åtgärdsprogram enligt 33 § i luftkvalitetsförordningen (SFS 2010:477) och i ett senare skede redovisas vid rapportering av åtgärdsprogrammet enligt 43 § Naturvårdsverkets föreskrifter om kontroll av luftkvalitet (NFS 2019:9). Information om överskridandets omfattning är också nödvändig för att kunna undersöka antalet människor som exponeras för halter över MKN (se vidare avsnitt 2.2).

Det är även viktigt att analysera haltvariationen över året genom tidsserieanalys, t.ex. med en enkel linjeplott av timmedelhalter över året. Höga luftföroreningshalter är ofta starkt kopplade till årstid och olika luftföroreningar uppvisar allt som oftast en både typisk säsongsvariation samt dygnsvariation. Det kan därmed vara lämpligt utifrån analysen att lägga större fokus på åtgärder för att minska halterna under de tider och perioder då de hösta halterna uppkommer.

⁷ www.smhi.se/datavardluft



Figur 2: Exempel på en modellerad kartläggning av luftkvaliteten i Skellefteå kommun med hjälp av en lokalskalig modell. Flera hot spots syns för miljö kvalitetsnormen av PM₁₀ dygnsmedelvärde med gul- (undre utvärderingströskel), orange- (övre utvärderingströskel) och rödmarkerade (miljö kvalitetsnorm) cirklar.

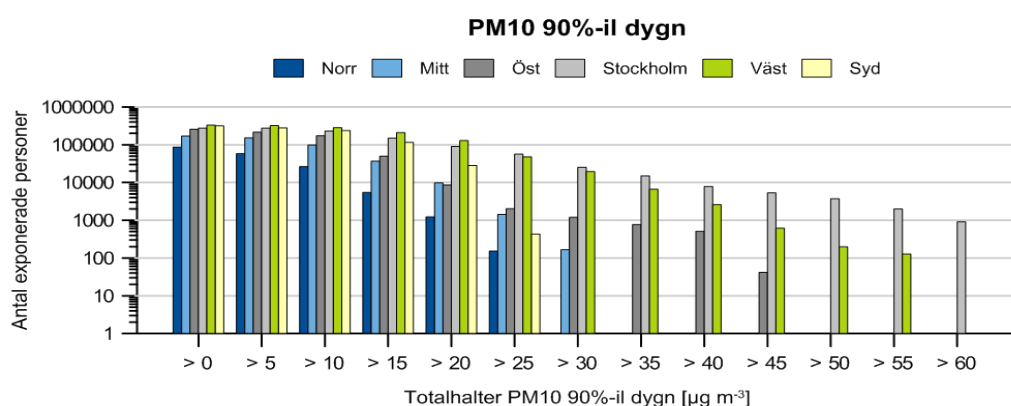
Kartläggningen med indata för det aktuella året utgör ett så kallat basscenario vilket med andra ord är en nulägesbeskrivning av den rådande luftkvalitetssituationen. I Figur 2 illustreras ett exempel på en kartläggning av partikelhalter framtagna i centrala Skellefteå. Höga halter ses över ett större område vid ett antal trafikbelastade vägar där utvärderingströsklar och miljö kvalitetsnormen för PM₁₀ dygnsmedelvärde överskrids (90-percentil > 50 µg/m³). En kartläggning ligger alltså till grund för och är utgångspunkten i framtagandet av ett åtgärdsprogram. För att bedöma effektiviteten och inverkan av planerade och genomförda åtgärder på att förbättra luftkvaliteten är det viktigt att kunna jämföra olika åtgärds scenarier mot det ursprungliga basscenarioet. Mer om detta beskrivs i avsnitt 4.

2.2 Befolkningsexponering

Samtidigt som det är viktigt att identifiera de platser där halter är höga är det också viktigt att veta hur många människor som beräknas utsättas för höga halter. Kartläggningen av en tätorts luftföroreningshalter kan kombineras med befolkningsdata för att beräkna antalet människor som exponeras för höga halter i de områden där MKN överskrids eller riskerar att överskridas. SCB tillhandahåller yttäckande befolkningsdata på 100 x 100 m och kan köpas in mot en avgift. Finns annan data för hur många människor som vistas i ett specifikt område (på arbetsplatser och knutpunkter för kollektivtrafik) är detta också mycket värdefullt att inkludera i en exponeringsanalys. För att beräkna hur många invånare som exponeras för höga luftföroreningshalter krävs i det här fallet att halterna beskrivs över en yta, det är alltså

rekommenderat att använda en modell som kan ange yttäckande halter. I en exponeringsberäkning delas befolkningsdata ofta upp i olika åldersklasser (ex. 0-15, 16-20, 21-30, 31-50, 51-65 och över 65 år) och haltintervall som baseras på gränsvärden för miljökvalitetsnormer och miljömål. För varje yttäckande område beräknas antalet människor som exponeras för det haltintervall och summeras upp över modellens domän för att ge svar på t.ex. hur många människor som exponeras för halter över miljökvalitetsnormen. Om man har tillgång till befolkningsdata (antal boende i en viss fastighet) vid ett visst vägnitt där höga halter förekommer, kan även befolkningsexponering beräknas här. I Figur 3 visas ett exempel på hur man kan illustrera antalet människor som exponeras för en viss halt.

Beräkningen ska åtminstone kunna ge information om antalet människor som exponeras för halter över normens nivå samt skyddsvärda objekt (t.ex. förskolor, skolor, vårdinrättningar) i området. Dessa uppgifter ska ingå i ett åtgärdsprogram enligt 33 § luftkvalitetsförordningen (SFS 2010:477) och ska även redovisas vid rapportering av åtgärdsprogram enligt 43 § Naturvårdsverkets föreskrifter om kontroll av luftkvalitet (NFS 2019:9).



Figur 3: Antal personer som exponeras för PM_{10} dygnsmedelvärden där 90-percentilen överstiger olika haltintervall vid statliga vägar i olika delar av Sverige.

3 Källfördelning – identifiering av dominerande utsläppskällor

För att skapa effektiva åtgärder med god precision är det viktigt att både identifiera och kvantifiera den eller de källor i ett område som till stor del bidrar till de höga halter som observerats i kartläggningen av luftkvaliteten i en tätort. Med en så kallad källfördelning kopplas källornas utsläpp i ett område till halterna i luften. Detta görs enklast med beräkningar i en spridningsmodell. Det behöver inte alltid vara de största utsläppen som bidrar mest till höga halter, även om det ofta är så. Faktorer som har betydelse för hur höga halterna blir är givetvis emissionens storlek, men även höjden över mark på utsläppet och föroreningsens egenskaper såsom ex. livslängd i atmosfären och flyktighet (benägenhet att reagera med andra ämnen) samt atmosfäriska processer som styrs av meteorologi och som har en stark effekt på spridningen av luftföroreningar.

Som nämnts i tidigare avsnitt beror halterna i luften på en viss plats på många olika utsläppskällor vilka kan vara lokaliserade på olika avstånd från platsen, dels mycket nära (lokalt), dels på längre avstånd såsom i närliggande områden, exempelvis den egna tätorten (urbant) eller på längre avstånd (regionalt). Haltbidrag ska därmed beskrivas på lokal, urban och regional skala för att överblicka om problem med förhöjda halter främst orsakas av lokala källor eller om källbidrag på större skala har betydelse för totalhalterna. Visar det sig att haltbidraget är stort på exempelvis urban nivå kan det finnas behov av att sätta in åtgärder på en större skala istället för att enbart fokusera på åtgärder på de mest belastade gatorna.

Generellt kan nämnas att partiklar har en relativt lång livslängd i atmosfären och kan därmed transporteras från andra avlägsna områden. Höga partikelhalter i en tätort kan alltså episodvis drivas av regionala källor. Tätorter i södra Sverige kan tidvis exempelvis ha en ganska stor intransport av partiklar på grund av dess närhet till kontinentala Europa, medan detta mer sällan ses i norra Sverige. Kvävedioxid, som har en relativt kort livslängd i atmosfären (~ 1 dygn) är känd för att vara en lokalskalig luftförorening och är till stor del kopplad till utsläpp från tätortens lokala trafik. I ett trångt gaturum är halten ofta starkt kopplad till de lokala vägarnas trafikutsläpp.

En källfördelningsstudie behöver genomföras i tidigt skede vid framtagande av ett åtgärdsprogram och det finns fastställda krav på vilka sektorer som skall innefattas i en källfördelning⁸. För en kommun täcker källfördelningen urban och lokal skala och skall då enligt rapporteringsbestämmelserna innehålla haltbidrag från käll-sektorerna;

1. Vägtrafik
2. Industri
3. Jordbruk
4. Uppvärmning
5. Sjöfart
6. Arbetsmaskiner
7. Naturliga källor
8. Gränsöverskridande källor
9. Andra källor
10. Totala

I Sverige bör fokus ofta ligga på vägtrafik som vanligtvis är den dominerande sektorn till haltbidrag samt de urbana och lokala haltbidragen. I underavsnitten nedan följer ett antal

⁸ Luftguiden - handbok om miljö kvalitetsnormer för utomhusluft.

exempel på hur en källfördelning kan genomföras med fokus på vägtrafik samt avsnitt om spatials bidrag (urbant och regionalt).

3.1 Detaljerad lokal källfördelning av trafik

För att göra en källfördelning krävs att man har god kunskap och uppdaterad information om emissionerna från olika källor, hur stora utsläppen är och när på dygnet de sker (tidsvariation) såsom beskrivet i avsnitt 1. Den vanligaste förekommande metoden för att göra källfördelning kallas "Brute force". Metodiken bygger på att flera simuleringar genomförs, en första (basfallet) i vilken alla emissioner ingår utan att ha förändrats. Därefter görs ytterligare en simulering där en enskild emissionskälla reduceras med en viss mängd (procentandel). Halterna mellan simuleringarna jämförs och skillnaden kan användas för att beräkna den sänkta källans bidrag till de totala halterna. För varje källa som ska ingå i källfördelningen behöver en ny simulering med samma steg utföras. Detta kan tyckas vara ett krångligt förfarande men det finns förklaringar till varför det behöver göras på detta sätt och det illustreras enklast med exemplet i avsnitt 3.1.1.

Mer detaljerad information om "brute force"-metodiken (och begreppet potentiell haltförändring/källbidrag som används i underavsnitten nedan) finns i ett vägledningsdokument om källfördelning som har tagits fram av EU:s nätverk för luftkvalitetsmodellering, FAIRMODE⁹ (Clappier et al., 2022).

3.1.1 Källfördelning av vägtrafik med en lokalskalig modell

Exempel 1 - Källfördelning NO₂

Nedan följer ett exempel på stegen som behöver genomföras i en källfördelning med den s.k. "brute force"-metodiken. För enkelhetens skull antas i exemplet att utsläppskällorna på en väg endast utgörs av personbilar med diesel eller bensen som drivmedel (i verkligheten ska givetvis alla fordonstyper ingå i en källfördelning) samt tung trafik.

- Sim₁ = Haltberäkning där totala utsläpp för alla fordonstyper är inkluderade
- Sim₂ = Haltberäkning där ÅDT för dieseldrivna personbilar reducerats med 25%
- Sim₃ = Haltberäkning där ÅDT för bensindrivna personbilar reducerats med 25%
- Sim₄ = Haltberäkning där ÅDT för tung trafik reducerats med 25%
- Potentiell haltförändring dieseldrivna personbilar = $(\text{Halt}_{\text{Sim}_1} - \text{Halt}_{\text{Sim}_2}) / 0,25$
- Potentiell haltförändring bensindrivna personbilar = $(\text{Halt}_{\text{Sim}_1} - \text{Halt}_{\text{Sim}_3}) / 0,25$
- Potentiell haltförändring tung trafik = $(\text{Halt}_{\text{Sim}_1} - \text{Halt}_{\text{Sim}_4}) / 0,25$

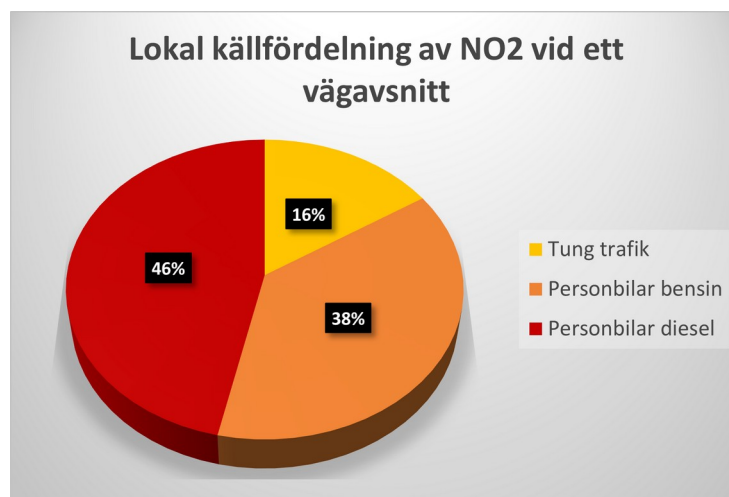
Den potentiella haltförändringen är alltså ett estimat på hur stort haltbidraget är för en specifik källa på den totala halten, i det här fallet tre källor; dieseldrivna personbilar, bränsledrivna personbilar och tunga fordon. I exemplet (Tabell 2) ser vi att en minskning av dieseldrivna personbilar har störst effekt på NO_x-emissionen och NO₂-halten som minskar med 8,4 respektive 1,5 µg/m³. De står också för det största potentiella källbidraget (6 µg/m³). Dieseldrivna personbilar står alltså potentiellt för 47% av den lokala NO₂-halten (6 av 12,8 µg/m³). Även för bensindrivna personbilar ses en relativt stor lokal haltminskning och potentiell lokal haltförändring på 4,8 µg/m³ vilket utgör 38% av den lokala NO₂-halten.

⁹ <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC130562>

Tabell 2: Exempel på en beräkning av NO_x -emission och NO_2 -halt i ett gaturum med en lokalskalig modell för olika scenarier (Sim2-Sim4) där ÅDT för personbilar och tung trafik har minskat med 25% från nuläget (Sim1). Potentiell haltförändring är beräknad med den s.k. "Brute Force"-metodiken.

	Emission NO_x ($\mu\text{g}/\text{m}/\text{s}$)	Totalhalt [NO_2] (lokal+bakgrund) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Lokalt haltbidrag [NO_2] ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Potentiell lokal haltförändring ("Brute force" metodik) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Sim1	57,9	26,5	11,8	-
Sim2 – pb_bensin-25%	56,7	26,6	10,6	4,8
Sim3 – pb_diesel-25%	49,5	25	10,3	6
Sim4 – tung trafik-25%	53,2	26	11,3	2
Summa	-	-	-	12,8

Åtgärder med fokus på att reducera transporter med personbil, speciellt dieseldrivna personbilar, bör alltså vara effektiva enligt informationen från denna källfördelning. Summan av de tre källornas framräknade potentiella haltförändringar bör bli samma som totalhalten från simulering 1. Bli den inte det är källfördelningen ofullständig, vilket är fallet i detta exempel (11,8 vs. 12,8). Detta är ett känt problem inom modellering och blir ofta utfallet om källfördelningen görs för icke-linjära luftföroreningar (luftföroreningar som är kemiskt reaktiva och därmed har ett icke-linjärt samband med variationen i emissioner). Detta kan hanteras genom att räkna ut den procentuella andelen av de källfördelade sektorerna (i det här fallet de tre fordonstyperna). Andelarna som fås fram appliceras sedan på det faktiska totala lokala haltbidraget och ett haltvärde kan fås fram för källornas potentiella haltbidrag. Man får ha med sig att detta haltvärde dock är osäkert då källfördelningen i exemplet är inkomplett eftersom additivitet inte uppfylls. Även om de absoluta haltbidragen är något osäkra ger källfördelningen värdefull information om vilka de dominerande källorna är (se Figur 4) och ger underlag till att forma åtgärder som omfattar de lämpligaste källorna.



Figur 4: Källfördelning av lokalt haltbidrag baserad på tre fordonstyper (bensindrivna personbilar, dieseldrivna personbilar samt tung trafik) för NO₂-halten vid en väg.

Det finns en allmän rekommendation från FAIRMODE om att i en källfördelning endast göra små emissionsreduceringar för att de individuella haltbidragen ska förbli additiva när de summeras upp och därmed stämma överens med den halt som fås vid beräkning utan emissionsförändringar (halten för den första simuleringen i exempel 1 ovan). Mer om detta går att läsa i ett vägledningsdokument om källfördelningsmetodik från FAIRMODE¹⁰.

Exempel 2 - Källfördelning PM₁₀

Nedan visas ytterligare ett teoretiskt exempel på stegen som krävs för att källfördela PM₁₀ från lätta och tunga fordon med en lokalskalig modell.

- Sim_1 = Haltberäkning där totala utsläpp för alla fordonstyper är inkluderade
- Sim_2 = Haltberäkning där lätta fordon reducerats med 25%
- Sim_3 = Haltberäkning där tunga fordon reducerats med 25%
- Potentiell haltförändring lätta fordon = $(\text{Halt}_{\text{Sim}_1} - \text{Halt}_{\text{Sim}_2}) / 0,25$
- Potentiell haltförändring tunga fordon = $(\text{Halt}_{\text{Sim}_1} - \text{Halt}_{\text{Sim}_3}) / 0,25$

¹⁰ <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC130562>

Tabell 3: Exempel på en beräkning av PM_{10} -emission och PM_{10} -halt i ett gaturum med en lokalskalig modell för olika scenarier (Sim2-Sim3) där ÅDT för lätta och tunga fordon har minskat med 25% från nuläget (Sim1). Potentiell haltförändring är beräknad med den s.k. "Brute Force"-metodiken. I basfallet är ÅDT 40 000 fordon, varav hälften utgörs av lätta respektive tunga fordon. Minskningen med 25% hos de olika fordonstyperna motsvarar alltså 5000 fordon. Hastigheten på vägen är 80 km/h.

	Emission PM_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}/\text{s}$)	Totalhalt [PM_{10}] lokal+bakgrund ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Lokalt haltbidrag [PM_{10}] ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Potentiell lokal haltförändring ("Brute force" metodik) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Sim1 – basfall	141	21,2	15,1	-
Sim2 – lätta-25%	124	19,6	13,5	6,4
Sim3 – tunga-25%	118	19,2	13,2	7,6
Summa	-	-	-	14

I exemplet ovan (Tabell 3) ser vi att en minskning av tunga fordon har störst potentiell effekt på den lokala halten ($13,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ jämfört med lätta fordon ($13,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$), även om skillnaderna är väldigt små. Summan av de potentiella haltbidragen är här $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$, alltså ganska nära en fullständig källfördelning vid jämförelse mot lokalhalten från den första simuleringen som inte har några emissionsreduceringar. Då det inte är speciellt stor skillnad på den potentiella haltförändringen hos tung och lätt trafik i det här exemplet kan man dra slutsatsen att båda källor är av stor betydelse för halterna på den aktuella vägen och att åtgärder för att reducera emissioner för båda källor bör vara effektiva för att minska PM_{10} -halterna.

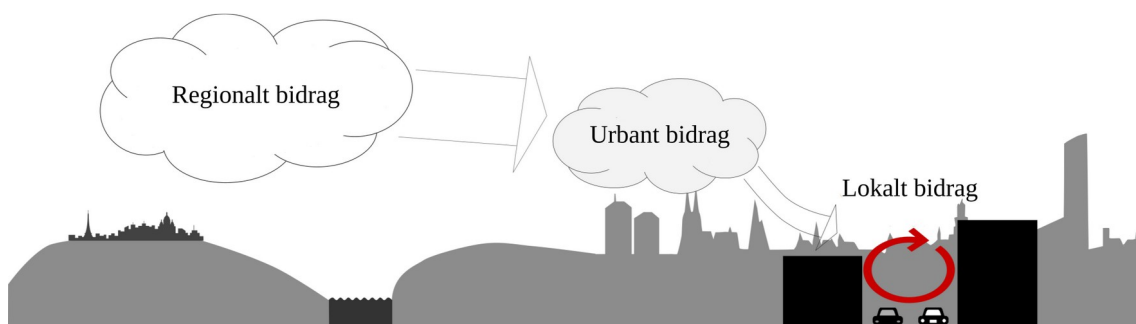
3.1.2 Källfördelning av vägtrafik med trafikmätningar och emissionsberäkningar

I svenska tätorter är det ofta trafiken som historiskt har utgjort det största urbana och lokala källbidraget till att MKN för NO_2 överskrids. Trafiken består av många olika fordonstyper och drivmedel, så det är därmed motiverat att göra en mer detaljerad källfördelningsanalys på lokal skala där luftföroreningshalten i ett gaturum kan härledas till den rådande fordons-sammansättningen. I en studie från Uppsala har detta gjorts genom att kombinera emissionsberäkningar med trafikmätningar som bl.a. kan identifiera fordonstyper och dess hastighet (Burman et al., 2020). Emissioner beräknades fram med hjälp av HBEFA för olika trafikflödesklasser vilka bestämdes av den uppmätta hastigheten av varje fordonspassage. Utsläppsandelar för trafiken beräknades således fördelade på fordon och bränsletyper, där 86 % av NO_x -utsläppen utgjordes av dieseldrivna fordon (speciellt bussar). De bensindrivna fordonen stod endast för 5 % av NO_x -utsläppen. Med hjälp av utsläppsandelarna uppdelat på fordon- och bränsletyp har man sedan beräknat hur mycket olika trafikåtgärder påverkar den lokala luftföroreningshalten av NO_2 . Där visade det sig att en total ersättning av diesel- och gasbussar med elbussar skulle ge den största minskningseffekten på NO_2 -halterna. Den uppmätta fordonsammansättningen med information om den rådande trafiksituationen återspeglar på hög detaljnivå det faktiska nuläget av utsläppsbidragen vilket tydliggör vilka källor som kan behöva punktiriktade åtgärder för att säkra god luftkvalitet.

3.2 Spatiala haltbidrag

Utöver identifiering och kvantifiering av olika källors bidrag till totalhalten vid en viss plats ska även haltbidrag kvantifieras på olika geografiska skalor. En uppmätt halt vid en viss gata

representerar inte bara haltbidragen från utsläppskällor på gatan utan också av bidrag från källor belägna på längre avstånd, dels källor inom den urbana miljön (urbant haltbidrag) men även från källor på längre avstånd, s.k. regionalt haltbidrag. Haltbidrag från avlägsna källor brukar vara ganska små men kan givetvis variera beroende på närhet till regioner med höga utsläpp.



Figur 5: Luftföroreningshalter vid en viss plats påverkas av källor belägna på olika avstånd från platsen. Halten består alltså av bidrag från dessa källor och brukar delas in i ett regionalt, urbant och lokalt bidrag.

I svenska tätorter har urbana och lokala haltbidrag ofta mycket stor betydelse för hur höga halterna blir i ett gaturum. I mindre tätorter kan överskridanden av MKN vara tydligt kopplat till en enskild gata eller ett fåtal gator med hög trafikbelastning. I större tätorter där utsläpp från olika källor ofta är större kan det urbana haltbidraget däremot få större betydelse för överskridanden av MKN. För att åtgärder ska vara effektiva är det därför viktigt att även göra en källfördelning av de urbana och regionala haltbidragen för att säkerställa att åtgärderna införs på samma skala som luftföroreningsproblematiken föreligger.

3.2.1 Urbant haltbidrag

Ett urbant haltbidrag beräknas lämpligen med en yttäckande modell som beräknar halter för områden som täcker tätorten. Spridningsberäkningen bör så långt det är möjligt inkludera alla utsläppskällor inom det angivna geografiska området så att den beräknade halten då representerar den generella urbana bakgrundshalten för området. Den geografiska upplösningen är vanligtvis mellan 250x250 m² och upp emot en eller ett par km².

Att modellera luftföroreningshalter på urban skala följer samma princip med att hämta in alla nödvändiga indata av emissioner, meteorologi och bakgrundshalt. I en urbanskalig modellering måste samtliga emissioner beräknas fram från alla potentiella utsläppskällor (industri, uppvärmning, trafik, sjöfart m.fl). Emissionsdata finns att tillgå från konsortiet SMED som inkluderar officiell statistisk över årliga totalemissioner från 55 olika sektorer i hela Sverige (SMED, 2019). Dessa nationella totaler fördelas geografiskt i den nationella emissionsdatabasen och för varje enskild kommun går det att ladda ned emissionsdata från den nationella emissionsdatabasen¹¹ på 1x1 km² upplösning. En kommun som saknar data från en specifik källa kan exempelvis här hämta sådan information för att använda i en spridningsmodellering.

Detaljerade emissionsdatabaser för urbana områden kan innebära en mycket stor arbetsinsats och görs eventuellt enklast med hjälp av modellexperter.

Visar det sig att det urbana haltbidraget har stor betydelse för totalhalten ska enligt rapporteringsbestämmelserna en källfördelning på urban skala göras, där emissioner från alla sektorer är inkluderade och där man följer samma källfördelningsprincip som är illustrerad i avsnitt 3.1.1. I en nyligen publicerad studie har urbana halter tagits fram för hela Sverige där

¹¹ <https://www.smhi.se/data/miljo/nationella-emissionsdatabasen>

även källfördelning genomförts på urban skala för fyra svenska städer år 2019 (Alpfjord Wylde et al., 2023). I studien användes geografiskt fördelade emissioner från SMED (Sveriges Miljö emissions data), vilka är Sveriges officiella statistik över totalemissioner från 55 olika sektorer (SMED 2019). I de tre storstäderna visade den urbana källfördelningen för partiklar exempelvis vara starkt driven (mellan 50-70%) av trafikrelaterade icke-avgas emissioner, medan för Umeå var även småskalig uppvärmning en betydelsefull källa till urbant bidrag av partikelhalterna och utgjorde ca 40% av urbana bidraget till PM₁₀. För kväveoxider var det trafikällorna som dominerade en signifikant andel av föroreningshalterna i samtliga studerade städer. I de kustnära storstäderna, visade även sjöfarten stå för en betydande andel av det urbana haltbidraget. Det är alltså trafik, småskalig uppvärmning och sjöfart, samt även arbetsmaskiner som ofta representerar de betydelsefulla urbana haltbidragen när det gäller kvävedioxid och partiklar i svenska tätorter.

3.2.2 Regionalt haltbidrag

Regionalt haltbidrag beräknas lämpligen med en regionalskalig modell vilken beräknar halten för ett relativt stort område och inkluderar emissioner från källor i ett modelldomän som även täcker större områden utanför Sverige, ofta hela Europa. Griddade nationella och internationella emissioner finns tillgängliga från CAMS¹² och EMEP¹³ och tas fram på liknande sätt som SMED emissioner.

Ett regionalt haltbidrag beräknas alltså lämpligen med en gridbaserad modell som tar hänsyn till indata för griddade emissioner och meteorologi. Det är vanligt att använda sig av en eulersk kemisk transportmodell för att beräkna luftföroreningshalter på regional skala. Indata som krävs är främst emissioner, meteorologi och fysiografi. Förenklat beräknar modellen halten för en låda, fixerad på ett visst grid. Genom denna flödar luftmassan och modellen beräknar mängden intransporterade luftföroreningar (emissioner inom domän samt intransport utanför domän) och mängden som transporteras ut. Atmosfäriska processer såsom advektion och konvektion (horisontell respektive vertikal transport), våtdeposition, torrdeposition samt kemiska reaktionsmekanismer är inkluderade. Gridupplösningen i en regionalskalig modell är grov (ofta omkring 10x10 km² eller mer) och representerar regional skala. Eftersom gridupplösningen är grov fördelas källornas utsläpp på ett relativt stort område vilket gör att koncentrationsgradienter av den beräknade halten över ett område inte kan återges i detalj.

På regional skala bör haltbidraget redovisas från nationella och gränsöverskridande antropogena källor samt naturliga källor. Detta kräver att emissionsinventarierna även inkluderar naturliga källor samt att modellen i sig har stöd för beräkningar av exempelvis naturliga bränder, vulkanutbrott, havssalt och sandstormar. I Sverige kan luftkvaliteteten under vissa episoder påverkas av exempelvis havssalt och sandstormar. Det regionala haltbidraget har visat sig ha stor betydelse för partikelhalter i svenska städer och i södra Sverige är halterna högre jämfört med norr (Alpfjord Wylde et al., 2023).

3.2.3 Alternativ för att erhålla spatiala haltbidrag

Om man inte har möjlighet att modellera fram spatiala haltbidrag finns det alternativ. För regionala bakgrundshalter av NO₂ finns modellerade halter inom programmet för miljöövervakning med MATCH Sverigesystemet¹⁴ att ladda ned. För regionala och urbana bakgrundshalter går det att använda sig av mätningar från en närliggande bakgrundsstation och dessa data kan laddas ned från Datavärdskapet för Luftkvalitet¹⁵ för halter i luft. När det gäller

¹² <https://atmosphere.copernicus.eu/anthropogenic-and-natural-emissions>

¹³ <https://www.ceip.at/webdab-emission-database>

¹⁴ <https://luftwebb-miljoovervakning.smhi.se/SMHI-luftwebb-miljoovervakning-app/>

¹⁵ <https://datavardluft.smhi.se/portal/concentrations-in-air>

partiklar finns modellerade data från CAMS på regional skala att ladda ner, och även separerat partikelbidrag från olika källor för olika städer¹⁶.

¹⁶ https://policy.atmosphere.copernicus.eu/yearly_air_pollution_analysis_chemical_species.php?dmin=2023-01-01&dmax=2023-12-31

4 Förbättringsåtgärder – effektanalys

En av de största fördelarna och styrkorna med en modell är att använda den i s.k. scenarioanalyser där man ändrar indata och testar vilken effekt det får på de simulerade halterna. Förenklat kan emissionerna reduceras enligt en åtgärds syfte och luftföroreningshalterna simuleras på nytt. På detta sätt kan man undersöka hur effektiv och hur stor påverkan potentiella åtgärder kan få på de resulterande halterna. Detta är ett viktigt steg i åtgärdsprogramarbetet då det ger ett viktigt underlag till urvalet av effektiva åtgärder.

4.1 Åtgärdsscenario

En kommun kan ta till många olika åtgärder för att minska direktutsläppen från trafik, exempelvis dubbdäcksförbud, minskad bashastighet, miljözoner, trängselskatt m.fl. Haltförändringen kopplat till åtgärderna kan med hjälp av en modell testas genom att skapa ett scenario där man ändrar den eller de indataparametrar som åtgärderna syftar till att förändra. Om åtgärden handlar om att sänka bashastigheten på en väg ska parametern i emissionsberäkningen för hastighet (eller trafiksituationen enligt HBEFA) ändras och en ny emission räknas fram för den aktuella vägen. Likadant gäller för dubbdäcksförbud där parametern för användningen av dubbdäck antingen minskas eller att emissionerna räknas om utan slitage från dubbdäck. Beroende på vilken modell som används behöver alltså användaren antingen ändra parameterinställningen i modellen eller skapa en ny emissionsdatabas där emissionerna räknats om enligt den tänkta åtgärden och läsa in dem igen i modellen för att göra en ny haltberäkning.

Vid framtagande av ett åtgärdsscenario där dubbdäcksförbud ska gälla kan checklistan generellt sett se ut så här:

1. Skapa en ny emissionsfil (utgå från emissionsberäkningarna från basscenariot/nuläget beskrivet i avsnitten i kapitel 2) och ge den ett lämpligt namn som återspeglar emissionsförändringen kopplat till åtgärden.
 2. Ändra dubbdäcksparemetern till det önskade värdet i den nya emissionsfilen och beräkna om emissionerna för det eller de vägavsnitt där dubbdäcksförbud ska gälla.
 3. Läs in de nya emissionerna i modellen för åtgärdsscenario.
 4. Simulera halterna och utvärdera och jämför effekten på årsmedelhalt och percentiler med halterna från basscenariot.
- ❖ Observera att samma bakgrundshalt och meteorologi som användes i basscenariot bör användas här. Därmed säkerställs att det endast är den lokala åtgärdens effekt på halten som analyseras.

Nedan visas ett exempel på hur ett resultat för PM10 kan se ut vid ett dubbdäcksförbud jämfört med ett nuläge från en enkel gaturumsmodell (Tabell 4). Exemplet är ett teoretiskt uppsatt testfall med ett ganska trångt gaturum (19 m brett) och en trafikbelastning på 26 000 fordon per dag, dubbdäcksanvändningen i basscenariot är 56 % och i åtgärdsscenario 0 %.

Tabell 4: Jämförelse av emission och halt (PM_{10}) mellan ett basscenario och ett åtgärdsscenario där dubbdäcksandelar har minskat från 56 % till 0 %.

	Basscenario (nuläge)	Åtgärdsscenario (dubbdäcksförbud)
Emission PM_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}/\text{s}$)	47,1	17,7
PM_{10} årsmedel (gränsvärde $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$)	27	20,5
PM_{10} 90-percentil dygn (gränsvärde $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$)	57	31

Resultaten visar här att emissionen från gatan mer än halveras och att årsmedelhalten vid gatan sänks med $6,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Percentilen för dygnsmedelvärden minskar betydligt mer, och miljökvalitetsnormen för dygnsmedelhalter ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) överskrids ej i åtgärdsscenarioet. Slutsatsen här är att ett dubbdäcksförbud på den aktuella gatan alltså kan vara en högt relevant och effektiv åtgärd för att sänka halten lokalt och uppfylla miljökvalitetsnormen.

I EU-kommissionens förslag till ett reviderat luftkvalitetsdirektiv föreslås ett nytt gränsvärde för PM_{10} årsmedelhalt på $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. I ovan exempel överskrids denna nivå trots lokalt dubbdäcksförbud och det blir tydligt att ytterligare åtgärder därför skulle behövas för att få ner partikelhalterna under den föreslagna normen för årsmedel. Här blir det tydligt att bidraget från andra lokala eller urbana källor också är viktigt för hur höga halterna blir på det område där normen överskridas. Partiklar är ett luftföroreningsproblem som inte bara beror på dubbdäcksanvändning och som verkar på mer än bara lokal skala, då de har relativt lång livslängd i atmosfären och kan transporteras långt.

För varje åtgärd som undersöks behöver emissionerna med andra ord räknas om enligt den effekt som åtgärden förväntas ha på utsläppen för att bedöma vilken förbättring som åtgärden skulle medföra. Enligt kraven i 5 Kap. 9 § miljöbalken ska åtgärdsprogram, utöver uppgifter om enskilda åtgärdens effekt på halterna (enligt ovan), även innehålla uppgifter om hur samtliga utvalda åtgärder tillsammans bidrar till att normen följs. Ett viktigt tillvägagångssätt är därför att både skapa separata emissionsfiler för varje enskild planerad åtgärd, men även ha en ytterligare emissionsfil där emissionerna beräknats för alla åtgärder som är tänkta att införas. Om det exempelvis finns två förslag på åtgärder (dubbdäcksförbud och sänkt bashastighet) bör det alltså finnas två emissionsfiler som representerar dessa. I slutändan kommer det även att finnas två till emissionsdataset, ett där inga åtgärder har genomförts (basscenarioet) och ett där samtliga åtgärder ingår. Därmed har man totalt fyra emissionsfiler:

1. emissioner_basscenario (nulägesbeskrivning av emissioner)
2. emissioner_dubbdäckförbud (emissioner enligt dubbdäcksförbud)
3. emissioner_sänkt-bashastighet (emissioner enligt sänkt hastighet)
4. emissioner_dubbdäck_bashastighet (emissioner enligt samtliga åtgärder; dubbdäckförbud och sänkt hastighet)

Resultatet från de fyra emissions-scenarierna presenteras i Tabell 5 och analyseras vidare i kapitel 5 med tillägg av ett framtidsscenario som tar hänsyn till prognos för framtida trafikmängder.

Tabell 5: Jämförelse av emission, årsmedel och percentiler för PM₁₀, NO_x och NO₂ mellan basscenario och olika åtgärdsscenarioer med dubbdäcksförbud och sänkt bashastighet.

	Basscenario (nuläge)	Åtgärdsscenario (dubbdäcksförbud)	Åtgärdsscenario (sänkt bashastighet)	Åtgärdsscenario (dubbdäcksförbud samt sänkt bashastighet)
Emission PM ₁₀ (µg/m/s)	15,5	6,9	9,8	5,2
PM ₁₀ årsmedel (µg/m ³)	21,2	18,4	19,6	18,1
PM ₁₀ 90%il dygn (µg/m ³)	38,7	31,4	33,6	31,4
Emission NO _x (µg/m/s)	57,9	57,9	73	73
NO ₂ årsmedel	26,5	26,5	29,9	29,9
NO ₂ percentil dygn	47,7	47,7	50,1	50,1
NO ₂ percentil timme	59,6	59,6	65,6	65,6

Vilka åtgärder som är möjliga att modellera effekten av beror på vilken typ av modell som används. Om endast lokala åtgärder sätts in, t.ex. trafikminskning, dubbdäcksanvändning, fysiska förändringar (antal körfält osv.) för en viss eller ett fåtal enskilda vägar eller ett mindre kvarter, är lokalskaliga modeller praktiska att använda. För åtgärder som syftar till att förändra trafikbelastningen på större skala, t.ex. trängselskatt, eller en generellt sänkt bashastighet i ett större område som påverkar hela innerstadens trafikmängder, är modeller som har förberäknade haltbidrag på urban och regional skala inte rekommenderade att användas. Ett alternativ är då att kontakta konsulten eller modellutvecklaren för omräkning av trafikemissioner för det större området och ta fram ett uppdaterat urbant haltbidrag som kan kombineras med den lokala haltberäkningen. Det andra alternativet är att använda en urbanskalig modell som täcker in ett större geografiskt område från grunden. Det man måste tänka på vid användandet av en urbanskalig modell är dock att den lokalskaliga halten i ett specifikt gaturum då inte erhålls explicit eftersom flera vägar och källor ingår i den urbanskaliga beräkningen. För detta krävs en mer avancerad modellkedja där det urbana bidraget beräknas med en lämplig modell och det lokala bidraget med en lokalskalig modell. Dubbelräkning av emissioner som ingår i både det lokalskaliga och urbanskaliga haltbidraget måste hanteras. De lokalskaliga emissionerna måste med andra ord subtraheras från den urbana haltberäkningen innan det urbana haltbidraget läggs på till totalhalten.

4.2 Ogyynnsamt scenario

Förutom att undersöka åtgärdernas effekt på luftkvalitet är det också viktigt att ta hänsyn till hur den årliga variationen i meteorologin påverkar. Väderförhållanden varierar från år till år, vissa år kan vara mycket ogyynnsamma med exempelvis hög frekvens av torra, kalla och stabila väderförhållanden vilket kan göra att luftföroreningshalter kan bli högre än normalt (Grundström et al., 2015). Det är därför rekommenderat att testa åtgärdernas effekt under olika meteorologiska år för att fånga upp ett så kallat worst-case-scenario. För partikelhalter kan detta exempelvis vara ett år med hög frekvens av nederbördsfattiga förhållanden som exempelvis en ovanligt torr vår, såsom våren 2022¹⁷. För NO₂ är det kopplat till kalla och stabila väderförhållanden, speciellt under vinterhalvåret, då överskridanden av normer till stor del sker.

¹⁷<https://www.smhi.se/klimat/klimatet-da-och-nu/arets-vader/varen-2022-overvagande-torr-utom-i-lapplandsfjallen-1.182232>

Åren 2010 och 2011 var år då Sverige upplevde mycket kalla vintrar med sämre luftkvalitet (NO₂) som resultat (Pleijel et al. 2015). Att köra modellen med meteorologi från dessa år kan alltså ge information om hur halterna kan förväntas bli under ett ogynnsamt år jämfört med nulägesåret eller under ett gynnsamt år med hög frekvens av mer blåsiga och nederbördsrika väderförhållanden.

5 Prognoser för luftkvaliteten

Det är viktigt att ha med prognoser för framtida utsläppsförhållanden i analysen av åtgärdsprogrammets framtida effekt på luftkvaliteten, dels i ett kortare perspektiv (1-5 år) men också i ett längre perspektiv. I åtgärdsprogramarbetet är framtida emissionsscenarier mest intressanta och relevanta att titta på i det kortare perspektivet då ett åtgärdsprogram syftar till att hålla perioden av överskridande av miljökvalitetsnormen så kort som möjligt. Trafikverket tar fram trafikprognoser vartannat år för hur trafiken förväntas utvecklas¹⁸. Dessa prognoser baseras på statistik och information om exempelvis ekonomisk utveckling, undersökningar kring resvanor, färdmedel och befolkningsutveckling m.fl. (Trafikverket, 2020). Det vanliga är att bilresandet antas öka i framtiden. Även fordonsflottan väntas förändras, där diesel och bensindrivna personbilar successivt väntas minska till fördel för eldrivna fordon (Trafikverket, 2020). Det är viktigt att även ta hänsyn till detta i scenarioanalyser för framtida år och ytterligare emissionsberäkningar behöver därför göras för 1, 2 och 5 år framåt med hänsyn till utsläppsprognoser. I exemplet nedan (Tabell 6) har två nya emissionsberäkningar tagits fram vilka inkluderar den förväntade ÅDT på ett vägavsnitt om trafiktillväxten årligen ökar med 1,5 % inklusive åtgärderna om dubbdäcksförbud och sänkt bashastighet.

Tabell 6: Emission och haltjämförelse (PM₁₀, NO_x och NO₂) mellan basscenario, åtgärdsscenario samt framtida trafikprognoser för ett gaturum.

	Basscenario (nuläge) (ÅDT =10000)	Åtgärdsscenario (dubbdäcksförbud + sänkt bashastighet)	Åtgärdsscenario + Trafikprognos 1 år (ÅDT ~ 10 150)	Åtgärdsscenario + Trafikprognos 5 år (ÅDT ~ 10 800)
Emission PM ₁₀ (µg/m/s)	15,5	5,2	5,4	5,8
PM ₁₀ årsmedel (µg/m ³)	21,2	18,1	18,1	18,2
PM ₁₀ 90-percentil dygn (µg/m ³)	38,7	31,4	31,5	31,6
Emission NO _x (µg/m/s)	57,9	73	74,4	80,2
NO ₂ årsmedel (µg/m ³)	26,5	29,9	30,1	30,8
NO ₂ 98-percentil dygn (µg/m ³)	47,7	50,1	51,7	52,6
NO ₂ 98-percentil timme (µg/m ³)	59,6	65,6	65,9	67,3

¹⁸ <https://bransch.trafikverket.se/for-dig-i-branschen/Planera-och-utreda/Planerings--och-analysmetoder/Samhallsekonomska-analys-och-trafikanalys/gallande-forutsattningar-och-indata/>

Vid en jämförelse mellan åtgärdsscenarioet och nuläget i exemplet ovan, går det att konstatera att emissionen minskar för PM_{10} (5,2 vs. 15,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) samtidigt som den ökar för NO_x (73 vs. 57,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). NO_x -emissioner från diesel och bensindrivna fordon är generellt som lägst vid hastigheter omkring 50-70 km/h. Vid högre, samt lägre hastigheter kan NO_x -emissionerna dock öka vilket bland annat är kopplat till den högre motorbelastningen. Vidare leder åtgärdsscenarioet i sin tur till något lägre partikelhalter och något högre NO_2 -halter. Vi ser här alltså att vissa åtgärder har en positiv effekt på en förorening medan situationen förvärras för en annan. Det är alltså viktigt att göra en samlad bedömning av åtgärdernas effekt på alla de möjliga föroreningar som är förknippade med utsläppskällan. Tar vi även in trafikprognoser i effektanalysen ser vi att ett framtida ökat bilresande i sin tur kan leda till att emissionerna för både partiklar och NO_x ökar och även påverkar halterna, speciellt för NO_2 . I trafikprognosen ingår inte någon förändring av fordonsflottan men om diesel- och bensindrivna fordon exempelvis skulle minska till fördel för eldrivna fordon bör alltså de ökande NO_x -emissionerna och NO_2 -halterna till viss del motverkas.

Framtidsprognoser är osäkra men viktiga att beakta i arbete med åtgärdsprogram. Det är viktigt att förstå vilka trender som förväntas påverka luftkvaliteten, både vad gäller teknikutveckling och trafikmängder, och effekterna de får på utsläpp och föroreningshalter. Detta för att det kan påverka val och omfattning av de åtgärder som krävs för att följa miljö kvalitetsnormerna.

6 Referenser

Alpfjord Wylde, H., Asker, C., Bennet, C. & Segersson, D. (2023). Quantification of population exposure to PM10, PM2.5 and NO₂ and estimated health impacts for 2019 and 2030.

Burman, L., Elmgren, M., Johansson, C. (2020). Fordonsmätningar på Kungsgatan I Uppsala. Analyser av fordonstyper, bränslen och euroklasser. Beräkningar av effekter på kvävedioxidhalter av trafikåtgärder samt meteorologins och fotokemins betydelse. SLB Analys. SLB 1:2020.

Clappier, A., Thunis, P., Pirovano, G., Riffault, V., Gilardoni, S., Pisoni, E., Guerreiro, C., Monteiro, A., Dupont, H., Wærsted, E., Hellebust, S., Stocker, J., Eriksson, A., Angyal, A., Bonafe, G., Montanari, F., Matejovica, J., Bartzis, J. and Gianelle, V. (2022). Source apportionment to support air quality management practices, EUR 31222 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2022, ISBN 978-92-76-56981-7, doi:10.2760/781626, JRC130562

Denby, B., och Sundvor, I. (2012). NORTRIP model development and documentation. Non-exhaust Road Traffic Induced Particle emission modelling. OR 23/2012.

Grundström, M., Tang, L., Hallquist, M., Nguyen, H., Chen, D., Pleijel, H. (2015). Influence of atmospheric circulation patterns on urban air quality during the winter. Atmospheric Pollution Research, Volume 6, 278-285. <https://doi.org/10.5094/APR.2015.032>

Pleijel, H., Grundström, M., Pihl Karlsson, G., Karlsson, P-E., Chen, D. (2015). A method to assess the inter-annual weather-dependent variability in air pollution concentration and deposition based on weather typing. Atmospheric Environment, Volume 126, 200-210. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.11.053>

Trafikverket (2020). Prognos för persontrafiken 2040 - Trafikverkets Basprognoser 2020-06-15.

Trafikverket (2020). PM Förutsättningar för fordon, drivmedel och körkostnader i Basprognos 2020.

SMED rapport 9 (2019). Metod- och kvalitetsbeskrivning för geografiskt fördelade emissioner till luft.

SMHI (2022). Modellering av luftkvalitet i tätortsmiljöer – Vägledning för val av modelltyp. Referenslaboratoriet för luftkvalitet – modeller (SMHI).