

Modellering av luftkvalitet i tätortsmiljöer – Vägledning för val av modelltyp

2022-04-26 – Uppdaterad 2022-10-12 [Version 1.1]

Referenslaboratoriet för luftkvalitet – modeller (SMHI)

Innehållsförteckning

1.	Inledning	3
2.	Luftkvalitetsmodellering – vilken modell ska väljas?	4
2.1	Förtätning ställer krav på spridningsmodellering	4
2.2	Översikt över modelltyper som ingår i denna vägledning	4
2.3	Vägledande frågor inför modellval	6
2.4	Exempel på bebyggelsesituationer och val av modell	8
2.4.1	Ingen närliggande eller komplex bebyggelse	8
2.4.2	Närliggande oregelbunden bebyggelse	9
2.4.3	Närliggande regelbunden bebyggelse	11
3	Indata till modeller	13
3.1	Bakgrundshalter	13
3.2	Meteorologiska data	13
3.3	Emissionsdata och trafikdata	14
3.4	Hantering av NO _x -kemi.....	15
3.5	Kvalitetsgranskning av indata	15
4	Referenser och lästips	16

1 Inledning

Det omfattande byggandet av främst nya bostäder innebär att stadsbilder förändras, ofta mot mer slutna gaturum och därmed sämre bortventilering av trafikgenererade luftföroreningar. Därför har behovet av modellberäkningar i markplan ökat. Modellering av luftkvalitet behövs för att säkerställa att gällande miljö kvalitetsnormer (MKN) för utomhusluft följs även efter avslutad byggnation samt i arbetet för att nå miljömålet Frisk luft. Det finns ett stort antal olika beräkningsmodeller, och det kan vara svårt att veta vilken typ av beräkningsmodell som är mest lämplig i olika situationer.

Det har hittills saknats en allmän vägledning om lämpligt modellval för olika bebyggelsestrukturer. Syftet med denna vägledning är att skapa en bättre förståelse i valet av modelltyp. Vägledningen baseras på resultatet och litteraturstudien från ett modelleringsprojekt (Haeger-Eugensson m.fl., 2019). Den riktar sig i första hand till kommuner och andra modellanvändare, samt beställare och exploatörer för att bland annat underlätta modellval för användare och kravspecifiering vid upphandling av luftkvalitetsutredningar.

Den dominerande källan till föroreningshalterna i våra tätorter är i de flesta fall vägtrafiken och de högsta halterna uppstår därmed i gaturum. Vid bebyggelse på båda sidor blir ofta det lokala haltbidraget markant högre jämfört med en öppen väg. I vissa fall, särskilt i storstadskommuner, kan det även vara en större närliggande väg som ger upphov till relativt höga halter och som sprids över och runt byggnader till närliggande mindre gaturum. De modeller som jämförs i den här vägledningen är således de som är tydligt inriktade på att simulera vägtrafikutsläpp och deras spridning.

För att göra en luftkvalitetsmodellering behövs förutom själva spridningsmodellen även:

- ✓ bakgrundshalter
- ✓ beräkningar av avgas- och icke-avgasutsläpp (t ex vägslitage) från olika fordonstyper
- ✓ trafikdata (såsom antal fordon, andel tung trafik, skyltad hastighet samt andel fordon med dubbdäck)
- ✓ lokalt anpassad meteorologi
- ✓ kvalitetssäkring av indata
- ✓ om det inte redan ingår i modellen behövs även en grundkarta som innehåller byggnader och dess höjd, vägunderlag och övriga objekt i området.

Urban bakgrundshalt behöver adderas till beräkningen av lokalt bidrag för att få totalhalten på luftföroreningen. Beroende på vald modell kan även databehandling i form av konvertering från NO_x till NO_2 tillkomma samt beräkning av relevanta percentiler. Vissa modellsystem inkluderar nödvändiga steg avseende indatahantering och bearbetning av beräkningsresultat medan andra enskilda modeller kräver att användaren gör dessa steg själv. Detta beskrivs mer ingående under avsnitt 3 Indata till modeller.

Som komplement till denna vägledning för val av modelltyp ger webbplatsen för Reflab - modeller (Referenslaboratoriet för luftkvalitet - modeller) närmare upplysningar om enskilda modeller och modellsystem samt råd i övrigt kring modellering av luftkvalitet, se avsnitt 4 Referenser och lästips.

2 Luftkvalitetsmodellering – vilken modell ska väljas?

I avsnittet ges först en kort introduktion till historiken och problematiken kring luftkvalitetsmodellering. Detta följs av en övergripande beskrivning av tre vanliga modelltyper, en guide med vägledande frågor till hjälp i valet av modell och slutligen ett antal exempel på bebyggelsesituationer och råd kring val av modell.

2.1 Förtätning ställer krav på spridningsmodellering

Urbanisering och förtätning av städer kan skapa luftkvalitetsproblem och diskussioner om vilken typ av modeller som bör användas i den typen av miljö har pågått länge. Traditionellt har främst Gaussiska och/eller Eulerska modeller använts och stort fokus har även legat på att bygga upp databaser med indata till spridningsmodeller för både tätorter och hela länder med en tillräckligt relevant indata. I Sverige har konceptet vidareutvecklats genom att Naturvårdverket, Trafikverket och SMHI har finansierat utvecklingen av SIMAIR, där en semi-empirisk OSM-gaturummodell ingår. Därmed fick kommuner en möjlighet att enklare kunna genomföra beräkningar även i gaturum och på så sätt kunna förbättra övervakningen av luftkvaliteten.

Bebyggelsen har en stor påverkan på omblandning av luften i markplan och därmed spridning av luftföroreningar. Beroende på hur bebyggelsestrukturen ser ut påverkas vindar och spridningen i varierande utsträckning. I takt med ökad förtätning kommer därför frågor numera allt oftare upp om hur ny bebyggelse påverkar luftkvaliteten. Ett exempel är den fysiska planeringen av ny bebyggelse där hänsyn måste tas till MKN för luft, men då det oftast gäller framtida situationer bör även jämförelse göras med miljökvalitetsmålen. Om risk för överskridanden av MKN föreligger kan planen upphävas eller krav på ändring göras.

Dagens stadsutveckling innebär ofta en förtätning i centrala delar och med närliggande stor trafikbelastning. En stor del av den nya bebyggelsen kommer att vara bostäder vilket innebär att fler människor riskerar att exponeras för de haltnivåer som kommer uppstå efter att de planerade områdena byggts. Detaljerade beräkningar av trafikens utsläpp och dess spridning i gaturummet blir då ett nödvändigt verktyg för att ta fram relevant underlag. Det möjliggör en genomtänkt planering redan från början då det i denna fas finns större möjlighet att påverka utformning genom genomtänkt planering av både bebyggelsen och omgivande grönområden.

Förtätningen ställer därmed i många fall ökade krav på detaljeringsgrad av resultaten vid modellering av luftkvaliteten. I praktiken innebär det att det krävs modeller som explicit kan ta hänsyn till bebyggelsestrukturen och dess variation inom gaturummet i 3D, för flera nivåer över marken och även kunna inkludera transport mellan gaturum t.ex. över tak.

Det har tidigare inte funnits rekommendationer om modellval för luftkvalitetsmodellering i urban miljö vare sig nationellt eller, enligt vår vetenskap, internationellt.

2.2 Översikt över modelltyper som ingår i denna vägledning

Nedan följer en kort översikt över de tre vanligaste modelltyperna för luftkvalitetsberäkningar och deras generella beräkningsprinciper. De presenteras i ökande grad av komplexitet och detaljeringsgrad.

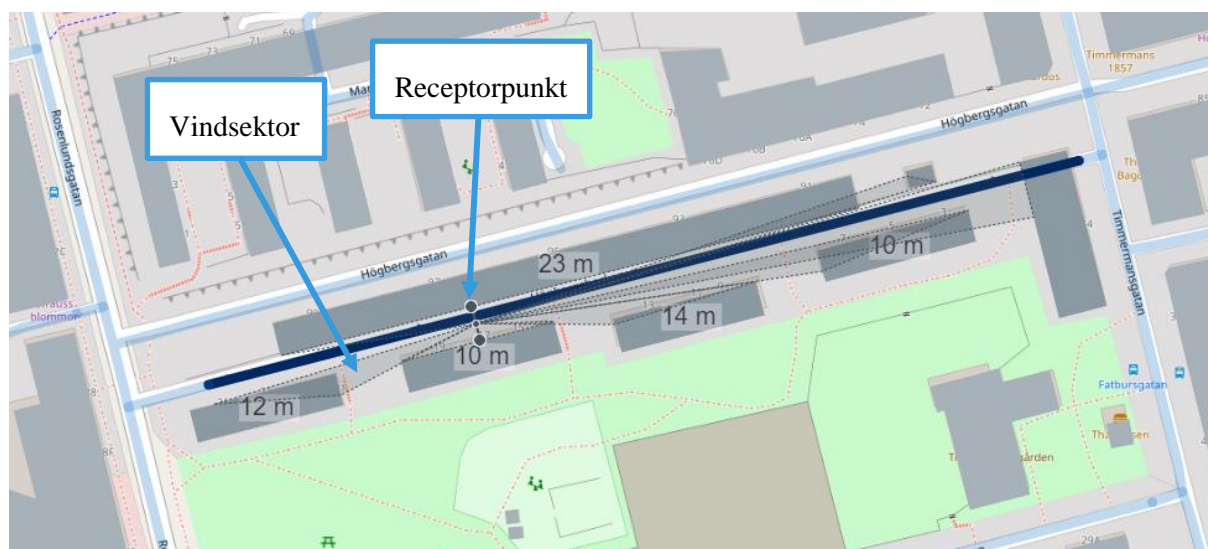
Gaussmodeller har en lång användningshistoria och kom till för att kunna beräkna halter från upphöjda skorstensutsläpp. De utgår från antagandet att koncentrationen i ett tvärsnitt av en rökplym är gaussfördelad (normalfördelad) i horisontell och vertikal led. Gauss-antagandet fungerar ofta väl då man beräknar timmedelhalter på lokal skala (≤ 10 km). Gaussmodeller tar inte hänsyn till bebyggelse och är därmed inte lämpliga för att beräkna halter i markplan i gaturum. En Gaussmodell är normalt

tvådimensionell och halten beräknas för en viss höjd över marken där bebyggelsen enbart finns inkluderad genom en skrovlighetsparameter.

Exempel på modellsystem: SIMAIR-korsning, Airviro Dispersion, ADMS, AERMOD

Operationell spridningsmodell för gatumuljör (OSM – Operational Simulation Model) beräknar det lokala haltbidraget från fordonen som trafikerar den aktuella gatan. Spridningen består av två haltbidrag, dels direktspridning från avgasrör till en receptorpunkt, dels föroreningar som cirkulerar i det mer eller mindre slutna gaturummet. Det senare simuleras med en s.k. boxmodell, där föroreningarna betraktas som jämnt fördelade i en volym som bestäms av gaturumsbredden (avståndet mellan huskropparna på ömse sidor) och byggnadshöjden längs gatan. Resulterande halter erhålls på de båda sidorna av gatan men beskrivningen av luftflöden kring byggnader är förenklad. För partiklar finns ett tredje haltbidrag i form av uppvirvling från ansamlad vägdamm.

I Figur 1 visualiseras de vindsektorer som används i OSM-modellen. Spridningsberäkningarna påverkas av gaturummets geometri och närliggande byggnaders höjd påverkar cirkulationen. Resultatet presenteras i de två receptorpunkterna på var sida av gatan.



Figur 1. Visualisering av vindsektorer (de gråskuggade trianglarna från byggnader till receptorpunkterna) som används i en OSM-beräkning. Närliggande byggnaders höjd påverkar cirkulationsmönstret.

Dominerande modellsystem av denna typ är användarvänliga och har välutvecklad metodik för hantering av indata som till exempel beräkning av luftföroreningshalter för varje timme under ett år, baserad på meteorologiska indata med samma upplösning i tid. Även bakgrundshalter kan tillhandahållas med hög tidsupplösning. Modelltypen är förhållandevis enkel att använda.

Exempel på modellsystem: SIMAIR-väg, Airviro Dispersion, OSPM

Strömningssimulerande modeller (CFD – Computational Fluid Dynamics) är en numerisk flödes- och spridningsmodell som detaljerat beskriver vindflöden och halter i ett tredimensionellt beräkningsgrid. Strömningförhållanden beräknas för till exempel ett hundratal olika kombinationer av vindhastighet och vindriktning och därmed luftföroreningarnas spridning vid dessa vindförhållanden. Den typiska rumsliga skalan ligger i storleksordning från enstaka gatukanjoner (gator med byggnader på båda sidor om vägen) till flera stadskvarter men passar inte till större övergripande kartläggningar då modellerings tiden kan bli lång. I vertikalled görs beräkningen från markplan upp till flera 100-tals meters höjd. Modelltypen kan även ta hänsyn till interaktion med utsläpp från/till omgivande gator genom dess möjlighet till import/export till/från intilliggande vägar eller andra emissionskällor via spridning över och runt byggnader, och ger därmed haltvärden över hela beräkningsområdet.

Modelltypen kräver efterbearbetning av beräkningsresultat för att få fram halter som kan jämföras mot exempelvis MKN. Den kräver en relativt hög nivå av kunskaper och färdigheter förknippade med beräkningarna och är i regel mer tidskrävande än Gaussmodeller och OSM-modeller.

Exempel på modellsystem: OpenFOAM, MISKAM

2.3 Vägledande frågor inför modellval

Inför valet av modell behöver först det primära syftet med modelleringen slås fast. Oftast är det övervakning eller planfrågor som är aktuella huvudsyften, men det kan även finnas andra frågeställningar som kräver spridningsberäkningar. Syftet med exponeringsberäkningen måste vara avgörande för vilken modellupplösning man använder. Beräkning med grov upplösning på befolkningsdata och grov modellupplösning riskerar att ge en felaktig bild av exponeringen i t.ex. gaturum.

För att underlätta resonemanget kring hur man bör tänka vid val av beräkningsmodell har ett antal frågor identifierats som kan ge vägledning inför beslutet. Dessa frågor är kopplade till spridningsberäkningens syfte samt områdets fysiska förutsättningar. Huvudsyftena är, som nämnts ovan, oftast:

1. **Övervakning** – ofta mot bakgrund av den skyldighet varje kommun har att övervaka och rapportera om sin luftkvalitet.
2. **Planfrågor** – vanligtvis i samband med planerad nybyggnation i tätortsmiljö, ofta direkt sammanhängande med att en ny detaljplan ska utarbetas. Det kan även gälla nya dragningar av vägar inom tätbebyggt område.

Om *övervakning* är spridningsberäkningens primära syfte ställer detta ändamål ofta något mindre krav avseende geografisk detaljeringsgrad av resultatet. Den primära frågan är här av mer övergripande natur, att få en generell bild av haltbidragen från samtliga källor – fordonsutsläpp, industrier osv. – och deras fördelning över ett större område. Syftet kan även vara att identifiera områden med höga halter och bedöma om MKN följs eller riskeras att överskridas. För den här typen av frågeställning kan Gaussiska modeller i kombination med en gaturumsmodell (t.ex. OSPM) ge tillräckligt bra information. Gaussiska modeller ger halter i taknivå eller 2 m över mark i öppen terräng, medan gaturumsmodeller är lämpliga att använda i de mer tätbebyggda områdena i en kommun för att ta hänsyn till bebyggelsens påverkan på luftföroreningshalterna. En kombination av dessa två modelltyper kan ge en bra översiktlig bild av haltfördelningen i en kommun och används idag av ett antal kommuner och samverkansområden som en viktig del av deras kontrollstrategier för luftkvalitet.

Om *planfrågor* är det primära syftet kan det finnas behov av detaljerad information avseende den rumsliga fördelningen av föroreningshalter i gaturum, framförallt vid risk för höga luftföroreningshalter. Här finns fler parametrar som modellen måste kunna ta hänsyn till vilket ökar graden av komplexitet. Till exempel kan det vara nödvändigt att beskriva spridningsförutsättningarna i gaturummet med hjälp av byggnadshöjder och vägens bredd. I sådana fall krävs minst en semi-empirisk modellering typ OSPM eller en modell där ett tredimensionellt vindmönster behöver beräknas, det vill säga en CFD-modell. Det är dock inte alltid uppenbart vilken typ av modell som är lämpligast för en luftkvalitetsutredning. Då kravet på både indata och kunskap hos användaren ofta ökar med tilltagande modellkomplexitet blir modellvalet ofta en avvägning mellan insatsen som krävs för att använda en avancerad modell och krav på detaljeringsgraden i det specifika fallet. I Figur 2 visualiseras stöd till modellval baserat på ett antal vägledande frågor.

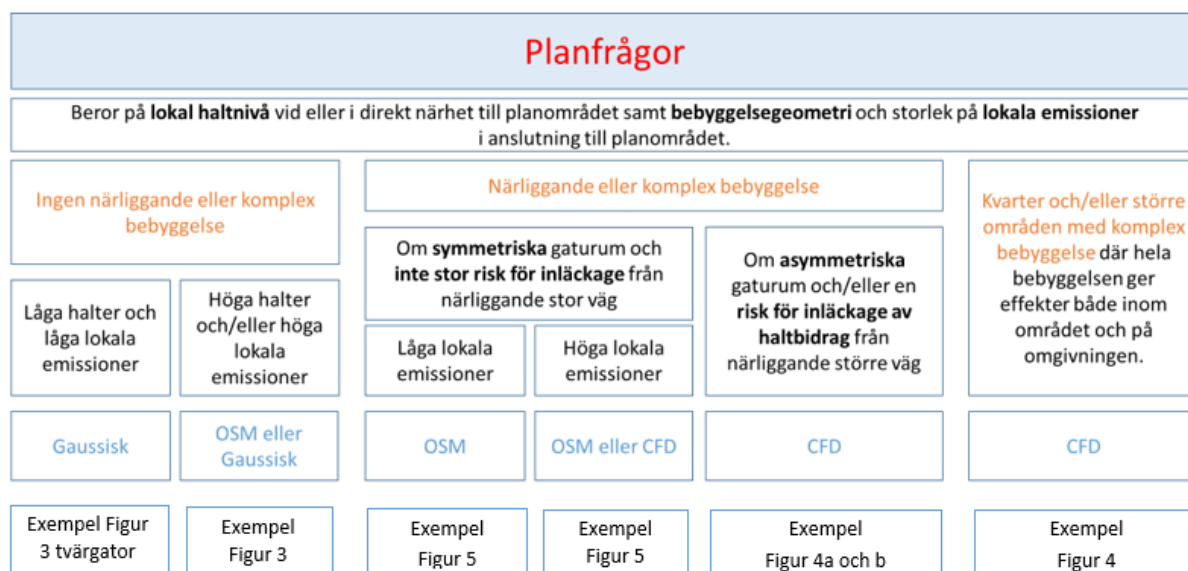
När det handlar om en någorlunda regelbunden byggnadsstruktur med mer eller mindre slutna gaturum, eller när förväntade halter är förhållandevis låga, så är ofta en OSM-modell det mest passande valet i planfrågor.

I vissa fall kan det vara motiverat att använda en CFD-modell. Det handlar till exempel om situationer där planerad bebyggelse är komplex och speciellt ifall kritiska haltnivåer kan befaras i förhållande till MKN och utvärderingströsklar.

Även i komplexa miljöer kan det ibland räcka med enklare strömningsansatser än CFD, nämligen om haltnivån är relativt låg. Finner man med hjälp av andra modelltyper att haltnivån ligger med marginal under intressanta jämförelsenivåer så kan en CFD-modellering bedömas som överflödigt. En högre resulterande haltnivå kan däremot leda till slutsatsen att man behöver gå vidare med CFD-beräkningar. Ibland kan det vara lämpligt att använda fler än en modelltyp, eller ibland att först använda en enklare modelltyp för att sedan, beroende på utfallet, eventuellt gå vidare med en mer avancerad variant, som en CFD-modell.

När det gäller vägnära områden utan närliggande bebyggelse så är det dock oftast tillräckligt att använda en Gaussisk modell. Oavsett vilken modell som väljs är det viktigt att använda en för platsen lokal meteorologi och övriga kvalitetssäkrade indata enligt beskrivningarna i avsnitt 3.

I slutändan får de olika för- och nackdelarna hos olika modelltyper vägas samman. Avgörande kan då vara hur man i det enskilda fallet har anledning att lägga större eller mindre vikt vid de olika faktorerna.



Figur 2. Metodik för modellval för beräkningar i olika typer av gatumiljöer och mer eller mindre komplexa urbana miljöer, med exempel från denna studie (se även Haeger-Eugensson et al. 2019).

Arbetsgången i Figur 2 fungerar så att vid aktuell planfråga - definiera först om det finns närliggande komplex bebyggelse eller ej eller om det är kvarter och/eller större områden med komplex bebyggelse. Nästkommande val ligger under respektive övergripande val. Om exempelvis "Närliggande komplex bebyggelse" valts finns ytterligare flera underliggande val att göra. Är det ett symmetriskt gaturum utan stor risk för signifikant inläckage från omgivande källor? Om det är låga emissioner i aktuellt gaturum väljs lämpligen OSM. Om det däremot är höga emissioner kan antingen OSM eller CFD väljas, beroende på syfte och behov av detaljerad information inom olika delar av gaturummet.

Är det istället ett mycket asymmetriskt gaturum och /eller risk för signifikant inläckage rekommenderas i stort sett alltid en CFD-modell då det komplexa vindfält som genereras vid dessa fall är svårt att simulera på ett realistiskt sätt med en annan modell.

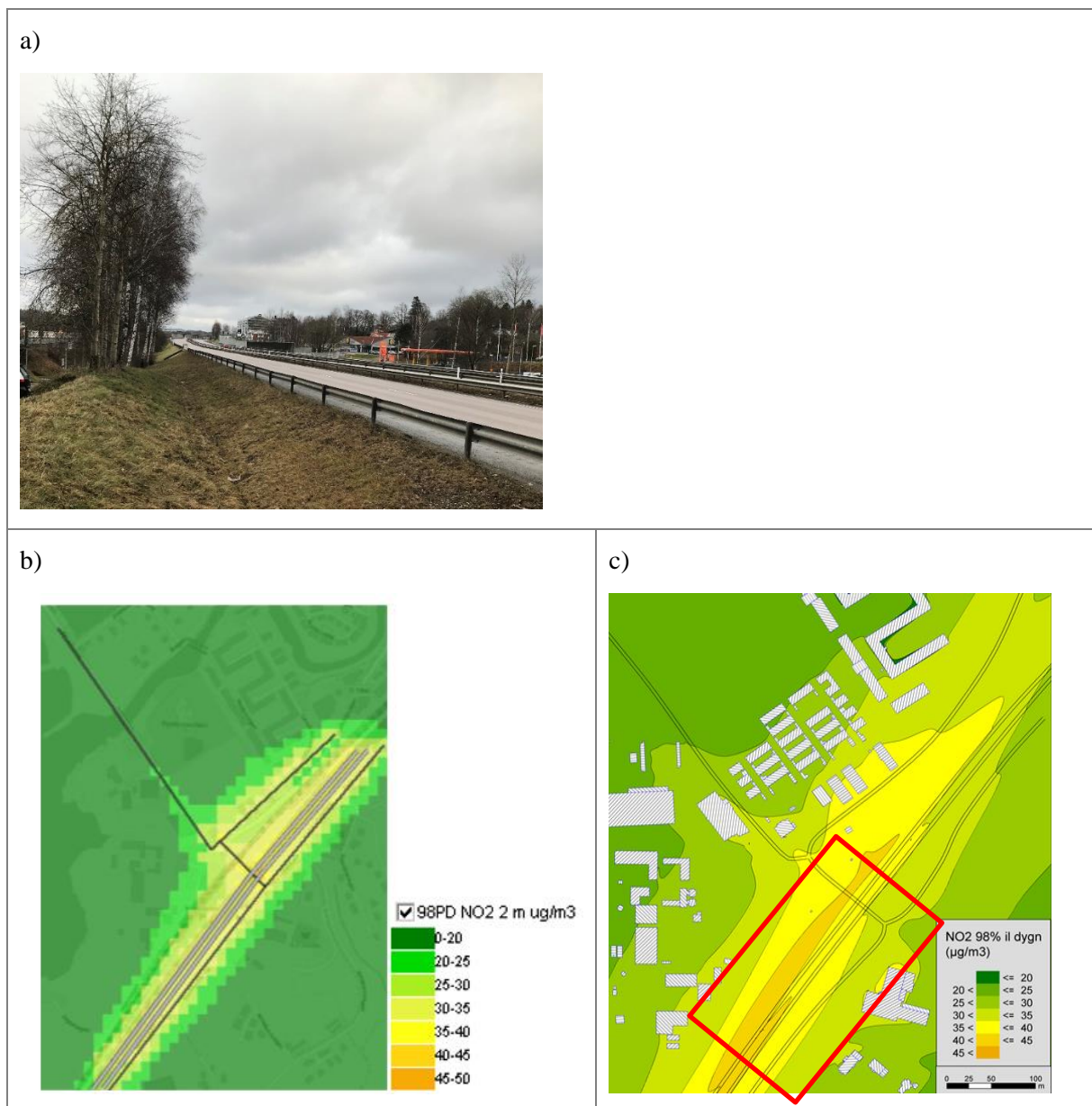
2.4 Exempel på bebyggelsesituationer och val av modell

Det finns alltså några viktiga faktorer att ta hänsyn till vid val av lämplig beräkningsmodell: den lokala haltnivån, bebyggelsegeometrin och de lokala emissionerna¹. I följande avsnitt illustreras och diskuteras kortfattat några exempel på bebyggelse-, halt- och emissionsrelaterade faktorer som är viktiga vid modellval och effekten på den beräknade haltnivån.

2.4.1 Ingen närliggande eller komplex bebyggelse

När luftföroreningar sprids från en öppen gata/väg utan närliggande byggnader saknas hinder i form av bebyggelse som styr eller modifierar vinden och därmed sker spridningen mer "fritt", vilket Gaussiska modeller kan beskriva. I Figur 3a visualiseras en miljö med "öppen väg" utan närliggande bebyggelse. I Haeger-Eugensson (2019) har ett sådant exempel beräknats både med en Gaussisk modell och jämförts med resultaten från en CFD-modell. Jämförelsen visas i Figur 3b och c. Här framgår att det blir mycket lite vinning av att använda en CFD-modell både på huvudleden men även på tvärgatorna, jämfört med en Gaussisk modell.

¹ Skillnad mellan emissioner och halter är att emissioner är själva utsläppet från i det här fallet vägtrafiken. Det är alltså utsläppet från förbränningsmotorn (partiklar och kvävedioxid) och slitagepartiklar från däck, bromsar samt uppvirvlade partiklar från vägbanan. Med lokala halter avses totala föroreningsnivåer i gaturummet, vilket påverkas av bakgrundshalterna från området samt långväga transporterade luftföroreningar.



Figur 3 a) Illustration av en öppen väg (ca området i röd ruta i figur c) samt spridningsberäkningar med b) Gaussisk modell (ADMS) och c) CFD-modell (Miskam).

2.4.2 Närliggande oregelbunden bebyggelse

I Figur 4 exemplifieras två olika typer av gaturum, dels en större trafikled med enkelsidig oregelbunden bebyggelse, dels dubbelsidigt gaturum med tät och oregelbunden bebyggelse. Båda visas i alla nedanstående figurer markerade med a respektive b. I gaturum/led (a) är emissionerna mycket höga. Även i gaturum (b) är emissionerna relativt höga.

Viktiga faktorer vid val av modell i denna typ av område är att, förutom bebyggelsestrukturen, även ta hänsyn till nivån av både lokala emissioner och den urbana bakgrundsivån. Höga lokala emissioner kan motivera användandet av CFD-modell om det finns risk för export/import av luftföroreningar mellan omkringliggande källor, såsom närliggande gator/leder med höga emissioner. Understiger däremot haltnivån med marginal kritiska jämförelsenivåer kan en CFD-modellering bedömas som överflödigt. Då är OSM fullt tillräckligt.



Figur 4. Illustration av två typer av gaturum, a) mycket trafikerad led, delvis enkelsidigt gaturum och b) dubbelsidigt gaturum med komplex bebyggelse och relativt mycket trafik. I c) visas resultatet beräknat med Gaussisk modellering, d) med CFD-modellering och e) med OSM-modell. Lokaliseringen av fotona anges i haltkartorna med a respektive b.

För trafikleden (lokalisering a ovan): Av resultatet i Figur 4c och Figur 4d framgår att haltskillnaderna är stora mellan den Gaussiska och CFD-modellens resultat (Figur 4d). Orsaken är att det inte finns bebyggelse inkluderad i Gaussiska modeller som begränsar spridningen, varför spridningsmönstret blir orealistiskt både nära och på ett avstånd från källan. En Gaussisk modell är inte lämplig här.

Skillnaden är även stor mellan CFD (Figur 4d) och OSM-modellen (Figur 4e). Orsaken till de relativt mycket högre halterna vid CFD-modelleringen är sannolikt att det sker en mer detaljerad intransport över och runt den avskärmande bebyggelsen från den intilliggande leden jämfört med OSM-modellens mer förenklade hantering. Beroende på storleken på urbana bakgrundshalter och/eller emissionens storlek krävs antingen en OSM- eller CFD-modell.

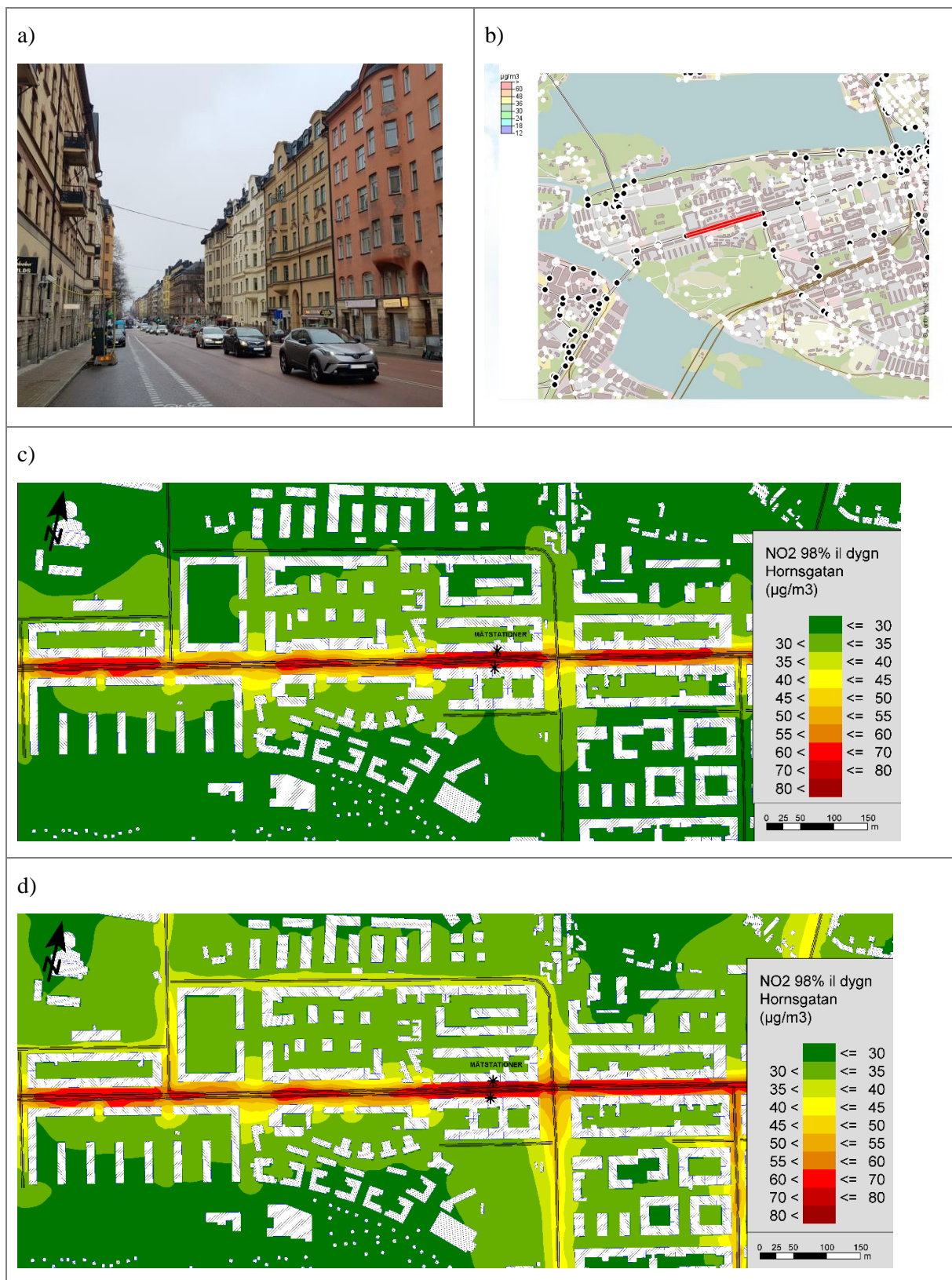
För lokalgatan (lokalisering b ovan): Även här är haltskillnaden mycket stor mellan Figur 4c, Figur 4d och Figur 4e. Här är också en Gaussisk modell olämplig på grund av att den inte kan ta hänsyn till bebyggelsen i 3D.

Även OSM-modellen underskattar i hög grad halten i gaturummet i detta exempel vilket skulle kunna bero på både begränsad möjlighet till intransport från intilliggande led och även att hänsyn till den variabla bebyggelsen inte är inkluderad med samma detaljeringsgrad vilket påverkar spridningen internt i gaturummet.

2.4.3 Närliggande regelbunden bebyggelse

I *Figur 5* visas exempel på ett gaturum med dubbelsidig (också kallat stängt) och relativt jämn hög bebyggelse. Här visas dels skillnaden mellan OSM och CFD-modelleringen men också skillnaden om även omkringliggande gator med lite trafik inkluderas i CFD-modelleringen.

Av resultatet framgår att OSM-modellen kan identifiera haltnivån i gaturummet vilket även CFD-modellen gör men om det ska undersökas ifall MKN följs i gaturummet så är OSM-modellen fullt tillräcklig. Vid jämförelse av effekten av transport av haltbidrag från omkringliggande gator så är detta minimalt då emissionerna här är mycket låga. Om syftet är övervakning motiveras inte användning av CFD-modellering. Om det finns ett planeringssyfte där detaljerade haltnivåer skulle kunna behövas längs gaturummet kan en CFD-modell behövas. I detta exempel finns ingen Gaussisk modellering då det är uteslutet att använda för denna typ av situationer.



Figur 5 a) Illustration av ett delvis dubbelsidig/stängt gaturum med mycket trafik. Beräkning med enbart emissioner från gaturummet beräkning med b) OSM-modell c) CFD-modell, d) motsvarande beräkning med CFD-modell men här även med emissioner från omgivande lågtrafikerade gator.

3 Indata till modeller

I följande avsnitt ges information om det underlag som kan behövas vid spridningsberäkningar.

3.1 Bakgrundshalter

Haltbidragen från alla källor utom den beräknade gatan själv, behöver tas med i beräkningarna på något sätt. Dessa kallas för bakgrundshalter och inkluderar bidrag från utsläppskällor på de större geografiska skalorna (urban, regional, internationell) som inverkar på halterna i det område som studeras. Om bakgrundshalterna inte redan ingår i den modell eller det modellsystem som ska användas är det viktigt att de läggs till i beräkningen.

Om spridningsmodellen har förberäknade bakgrundshalter är det viktigt att säkerställa att beräkningarna stämmer överens med verkliga förhållanden. Detta kan göras exempelvis genom jämförelse med uppmätta halter. Om mätningar saknas kan en översiktlig jämförelse göras med mätningar från någon snarlik plats. Vid jämförelse med mätdata är det dock viktigt att beakta att det inte är helt trivialt att jämföra beräknade yttäckande halter med punktmätningar – haltvariationen inom en beräkningsruta kan vara stor.

I vissa fall saknas beräknade bakgrundshalter och för att då uppskatta totalhalter kan mätdata av urbana bakgrundshalter adderas till de lokala halterna. Tänk på att använda mätningar från ett närbeläget och representativt område. Om lokala beräkningar för exempelvis en väg är representativa för ett område i utkanten av tätorten, kan det ofta vara olämpligt att använda bakgrundshalter från mätningar på en centralt belägen punkt i tätorten, eftersom haltvariationen i urban bakgrundshalt kan vara stor inom tätorten. Mätdata kan hämtas från Datavärdskapet för Luftkvalitet².

3.2 Meteorologiska data

Att använda högkvalitativa och representativa meteorologiska data är viktigt för att beskriva spridningen av luftföroreningar.

I flertalet luftkvalitetsmodellsystem ingår meteorologiska data för hela Sverige. Det rekommenderas att läsa igenom modelldokumentationen och granska vilka meteorologiska data det är som används. En stor fördel är om meteorologiska data finns på timbasis och inte baseras på statistisk klassificering (såsom ett antal kombinationer av vindriktning och vindhastighet), då spridningen och därmed halten av luftföroreningar är mycket känslig för meteorologin, och exempelvis vinden kan förändras snabbt på ett par timmar. Hög geografisk upplösning på meteorologin förbättrar också generellt spridningsberäkningarna.

Vissa modeller erfordrar att modellanvändaren själv har meteorologiska data tillgängliga. Då är det viktigt att använda data som är representativa för området och frågeställningen som undersöks. Oftast behöver meteorologin tas fram på något av följande sätt.

1. Bara en väderstation/mast: Datainsamling av alla nödvändiga meteorologiska parametrar för att ta fram all data som behövs för en spridningsberäkning. Hela modellområdet får samma värden. Detta tillvägagångssätt fungerar bra för mindre modellområden, förutsatt att masten är placerad representativt.
2. Flera väderstationer/master: Uppmätta parametrar kan användas som indata för att bearbeta fram fält av meteorologiska parametrar, som vindar och temperatur etc. Det krävs att någon metod finns tillgänglig för att gå från punktvisa mätningar till fält, såsom enkel interpolering eller en diagnostisk vindmodell. Sådana metoder kan finnas implementerade i olika modellsystem.

² Datavärdskapet för Luftkvalitet: <https://www.smhi.se/datavardluft>

3. Användning av griddade meteorologiska data, till exempel från SMHIs analysmodell MESAN³ eller framräknad via meteorologisk modell såsom TAPM⁴. Dessa data kan sedan användas som fält av parametrar eller som tidsserier i en punkt, beroende på hur spridningsmodellen fungerar.

3.3 Emissionsdata och trafikdata

Kvaliteten på emissionsdatabaser och trafikdata är centrala för kvaliteten på beräkningsresultaten från en spridningsmodell.

Nedan följer några olika typer av emissionskällor och exempel på vilka indata som bör tas fram, granskas och modifieras innan detaljerade modellsimuleringar görs (vid fokus på trafikmiljöer bortses ibland punktkällornas lokala bidrag och hanteras istället som bidrag till urbana bakgrundshalter).

Linjekällor (gator och öppna vägar)

- Trafikflöden (årsdygnstrafik), andel tung trafik och trafiksammansättning, dubbdäcksanvändning, sandning/saltning, eventuellt kösituation och tidsvariationer över dygnet och året.
- Skyltad hastighet, gaturumsbredd, vägbredd, antal körfält
- Eventuella byggnadshöjder på respektive sida om gatan

Låga punktkällor (t.ex. småskalig vedeldning)

- Koordinat
- Energibehov
- Typ av vedpanna eller lokaleldstad
- Typ av bränsle (ved, pellets, olja etc)
- Eventuell ackumulatortank och dess volym
- Skorstenshöjd
- Höjd och bredd på närliggande byggnader

Höga punktkällor (t.ex. förbränningsverk)

- Koordinat
- Emissioner och deras tidsvariation
- Rörelseflöde och temperatur
- Skorstenshöjd
- Höjd och bredd på närliggande byggnader

³ MESAN: <https://www.smhi.se/data/oppna-data/meteorologiska-data/analysmodell-mesan-1.30445>

⁴ TAPM: <http://tools.envirolink.govt.nz/dsss/the-air-pollution-model/>

Avgasemissioner behöver beräknas med en emissionsmodell som är anpassad för rätt geografiskt område (avseende bilflotta, drivmedel m.m.). För svenska förhållanden är emissionsmodellen HBEFA⁵ ständigt uppdaterad och lämplig att använda.

När det gäller partiklar i tätortsluften är vägdamm och slitagepartiklar från vägtrafiken en mycket viktig aspekt i nordiskt klimat, i och med en hög andel dubbdäcksanvändning och halkbekämpning. Vid modellering av partiklar från vägtrafiken måste icke-avgasutsläpp av partiklar således hanteras. En emissionsmodell för vägdamm och slitagepartiklar är framtagen inom ramen för det nordiska samarbetsprojektet NORTRIP⁶. Emissionsmodellen beskriver att antal processer som är kopplade till vägdamm, via till exempel saltning, sandning och sopning av vägbanan. NORTRIP är exempelvis implementerad i SIMAIR.

3.4 Hantering av NO_x-kemi

Till följd av höga temperaturer i förbränningsprocesser (från ex. vägtrafikfordon och industri) reagerar luftens kväve (N₂) och syre (O₂) med varandra vilket leder till att kväveoxid (NO) och kvävedioxid (NO₂) bildas. Tillsammans benämns dessa ämnen NO_x varvid NO-delen viktmer än NO₂ räknas som om också den vore NO₂ (dvs. molekylmassa: 46,01 g/mol). Anledningen till detta är att NO som släpps ut ur avgasrör eller skorsten snabbt reagerar vidare med luftens ozon (O₃) och bildar successivt mer NO₂⁷.

Dessa kemiska reaktioner behöver luftkvalitetsmodeller ta hänsyn till eftersom miljö kvalitetsnormer och miljö kvalitetsmål avser halter av NO₂. Det kan lösas antingen med beräkning av den kemiska omvandlingen från NO till NO₂ som tar hänsyn till bakgrundshalten av ozon och dess variationer under beräkningsåret eller genom generella eller lokala samband mellan NO_x/NO₂. Vissa modeller använder bakgrundsdata för ozon i varje tidssteg för att via kemisk formel beräkna andel NO₂ av NO_x, andra modeller använder grovre empiriska samband. Hur detta utförs varierar alltså från modell till modell. Användaren/avvärdaren rekommenderas att besöka webbplats för respektive modell för att söka information om detta.

3.5 Kvalitetsgranskning av indata

Det kan inte nog betonas vikten av kvaliteten hos indata, oavsett modell. Det finns ofta möjligheter för användaren att själv påverka och förbättra kvaliteten hos indata. Ett exempel är om modellen har förinlagda värden som kan bytas ut mot värden av högre kvalitet. Ett annat är att användaren själv tar fram aktuella data som ska användas för modelleringen, kanske med scenario för framtida utsläppsnivåer, vid t.ex. modellering av framtida förhållande inför en planprocess.

Vägledning om indatagranskning ges på Reflab – modellens webbplats⁸.

⁵ The Handbook Emission Factors for Road Transport (HBEFA): <https://www.hbefa.net/e/index.html>

⁶ NORTRIP-modellen: <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:674122/FULLTEXT01.pdf>.

⁷ Mer om NO₂ på Reflabs hemsida: <https://www.smhi.se/reflab/om-luftfororeningar/luftfororeningar/kvavedioxid-1.19620>

⁸ Reflab – modeller: <http://www.smhi.se/reflab/kvalitetssakring/kvalitetssakring/indata-och-sparbarhet>

4 Referenser och lästips

Denna vägledning grundar sig till stor del på en studie som genomförts av Göteborgs universitet och SMHI på uppdrag av Naturvårdsverket (Haeger-Eugensson m.fl., 2019).

Haeger-Eugensson, M; Andersson S och Kindell S (2019): Modellering av luftkvalitet i markplan i tätbebyggda områden – Jämförelse mellan en CFD- och OSM-modell samt två Gaussiska modeller. (länk: [Modellering av luftkvalitet i markplan i tätbebyggda områden](#))

<http://www.smhi.se/reflab>

<http://www.smhi.se/reflab/luftkvalitetsmodeller>

[Kvalitetskontroll av indata i luftkvalitetsberäkningar | Referenslaboratorium för tätortsluft - modeller vid SMHI](#)