

OKTOBER 2022
ÖSTERSUNDS KOMMUN

REVIDERAD LUFTUTREDNING – PARTIKLAR I ÖSTERSUND

LUFTKARTERING FÖR ÅTGÄRDSPROGRAM ÖSTERSUND



OKTOBER 2022
ÖSTERSUNDS KOMMUN

REVIDERAD LUFTUTREDNING – PARTIKLAR I ÖSTERSUND

LUFTKARTERING FÖR ÅTGÄRDSPROGRAM ÖSTERSUND

PROJEKTNR.	DOKUMENTNR.
A227513	A227513-4-02-RAP-005

VERSION	UTGIVNINGSDATUM	BESKRIVNING	UTARBETAD	GRANSKAD	GODKÄND
2.1	2022-10-21	Reviderad rapport	Anna Bjurbäck Christine Achberger Marie Haeger-Eugensson Sara Jäger Sandra Cimerman Frans Olofson Gabiella Villamor Erik Bäck	Helen Nygren	Erik Bäck

INNEHÅLL

1	Sammanfattning	7
2	Bakgrund	9
2.1	Syfte	9
2.2	Geografi	9
2.3	Luftkvaliteten i Östersund	11
2.4	Miljö kvalitetsnormer	12
2.5	Miljö kvalitetsmål	13
2.6	Luftföroreningars hälsoeffekter	14
3	Metod och underlag	15
3.1	Emissioner	16
3.2	Emissions- och spridningsmodellering	19
3.3	Bakgrundshalter	21
3.4	Justering och validering av beräknade halter	21
3.5	Källbidragsberäkningar	22
3.6	Exponeringsberäkningar	22
4	Resultat nulägesberäkningar	23
4.1	Storskaliga beräkningar	23
4.2	Beräkningar för centrala Östersund	25
4.3	Beräkningar för andra delar av Östersund	29
5	Källbidrag av partiklar, PM ₁₀	36
6	Åtgärder	38
6.1	Planerade åtgärder	38
6.2	Åtgärd justerad färdmedelsfördelning	45
6.3	Åtgärd sandning	51
6.4	Åtgärd dubbdäcksandelar	51
7	Slutsatser och diskussion	53
8	Referenser	57

BILAGOR

- Bilaga A Beräkningsmodellen TAPM
- Bilaga B Beräkningsmodellen Miskam
- Bilaga C Resultat spridningsberäkningar med CFD-modellen

1 Sammanfattning

På uppdrag av Östersunds kommun har COWI genomfört en luftkartering av partiklar (PM₁₀) som underlag för framtagandet av ett åtgärdsprogram. För olika områden i Östersunds centrala delar har detaljerade karteringar tagits fram medan kartläggningen för Östersunds närområde är gjord på en mer övergripande nivå. De spridningsberäkningar som redovisas i denna rapport syftar till att vara ett underlag för bedömning av hur halterna av PM₁₀ är i kommunen och vilka åtgärder som kan bli aktuella att vidta.

Uppdraget innefattade sammanställning och beräkning av emissioner från olika källor (trafik, vedeldning och industrier), spridningsberäkningar av luftföroreningar samt rapportering. Spridningsberäkningar för Östersunds centrala delar har utförts med hög upplösning i en 3D-modell, och en mer storskalig beräkning med lägre upplösning har gjorts för att identifiera platser i kommunen med höga halter, utöver de platser som redan är kända. Separata källbidragsberäkningar har gjorts för att kvantifiera olika källors bidrag till totalhalten. Dessutom har exponeringsberäkningar utförts för att visa hur många boende respektive förskolor/skolor som utsätts för PM₁₀-halter över olika nivåer. Då kommunen är medveten om de höga PM₁₀-halterna har ytterligare beräkningar gjorts med hänsyn taget till ett antal planerade åtgärder (mer intensiv sopning, dammbindning och byte av vägbeläggning) som minskar uppkomsten av damm liksom för ett scenario med ändrad fordonsfördelning.

De detaljerade beräkningarna av PM₁₀ för centrala Östersund visar:

- > De högsta årsmedelvärdena, 20-28 µg/m³, återfinns vid Frösöbron, Färjemansgatan, delar av Strandgatan, Grängsgatan, Rådhusgatan, Stuguvägen, Kyrkgatan, Köpmangatan och Storgatan.
- > Miljökvalitetsmålet (MKM) för årsmedelvärdet överskrids längs många innerstadsgator.
- > Miljökvalitetsnormen (MKN) för 90-percentilen av dygnsmedelvärdena klaras inte vid ett stort antal gatuavsnitt. I andra delar av centrala Östersund överskrids övre utvärderingströskeln och miljökvalitetsmålet.

Exponeringsberäkningar och beräkningar vid förskolor/skolor visar:

- > Stråken/områdena med de högsta partikelhalterna sammanfaller i flera delar av staden med områden där många människor bor.
- > 210 personer exponeras i nuläget för halter över MKN för dygn.
- > Antalet personer som i nuläget exponeras för halter över miljökvalitetsmålet ligger i spannet 620 till 880 beroende på vilket mått som studeras.
- > Vid en förskola ligger de beräknade halterna av PM₁₀ i nuläget över den övre utvärderingströskeln och vid ytterligare en överskrider miljökvalitetsmålet.

Källbidragsberäkningar av PM₁₀ för hela Östersunds närområde visar:

- > Trafiken bidrar med minst 40-50 % av totalhalterna i centrala Östersund, där det maximala bidraget uppgår till 50-60 % längs de flesta vägar och 60-80 % vid mer hårt trafikerade områden.
- > Vedeldningens bidrag till totalhalten är litet i de centrala delarna men uppgår som mest till 30 %, i områden med mycket vedeldning.

Åtgärdsberäkningar visar:

- > 90-percentilen av dygnsmedelvärdena kan sänkas med uppemot 15 µg/m³ på Färjemansgatan och över 20 µg/m³ på Rådhusgatan, intill mätstationen för luftföroreningar i scenariot med minskad sandning och förbättrad städning av gatorna och över 20 µg/m³ på Färjemansgatan, Grängsgatan och Rådhusgatan i scenariot med ändrad fordonsfördelning.
- > Vid en uppmätt 90-percentil av dygnsmedelvärdena på 100 µg/m³ (2020) överskrider miljökvalitetsnormen på gatorna med högst halter, trots åtgärder.
- > Antalet invånare som exponeras för PM₁₀-halter som överskrider MKN sjunker med ca en tredjedel i scenariot med minskad sandning och förbättrad städning av gatorna.

2 Bakgrund

Mätningar av partiklar och kvävedioxid i Östersunds kommun har under år 2020 visat att kommunen överstiger miljö kvalitetsnormerna (MKN) för partiklar. Det innebär att ett åtgärdsprogram med avseende på partiklar behöver tas fram enligt 5 kapitlet miljöbalken (Riksdagsförvaltningen u.å.) och 6§ luftkvalitetsförordningen 2010:477 (Riksdagsförvaltningen 2010). COWI har fått i uppdrag av kommunen att genomföra en luftkartering för att ta fram underlag om halter och källor för åtgärdsprogrammet. Östersunds kommun har beställt en luftkartering av Östersunds centrala delar och en mer övergripande kartering över hela Östersunds närområde.

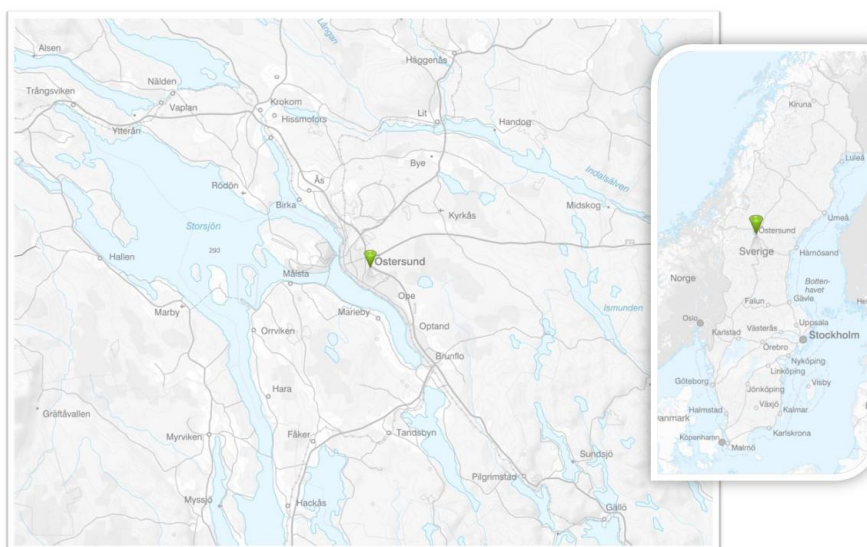
2.1 Syfte

Utredningens syfte är att bidra med underlag till Östersunds kommuns åtgärdsprogram för partiklar. Detta görs genom spridningsberäkningar i två olika modeller, en gaussisk modell och en CFD-modell som räknar i 3D. Beräkningar görs för partiklar (PM₁₀). Spridningsberäkningarna syftar till att vara ett underlag för bedömning av hur luftkvaliteten är i kommunen och vilka åtgärder som kan bli aktuella att vidta samt att och lokalisera platser med höga halter, utöver de platser som redan är kända.

I denna reviderade rapport presenteras spridningsmodellerade halter för fyra nya områden och emissions- och spridningsberäkningar för ytterligare ett antal åtgärder.

2.2 Geografi

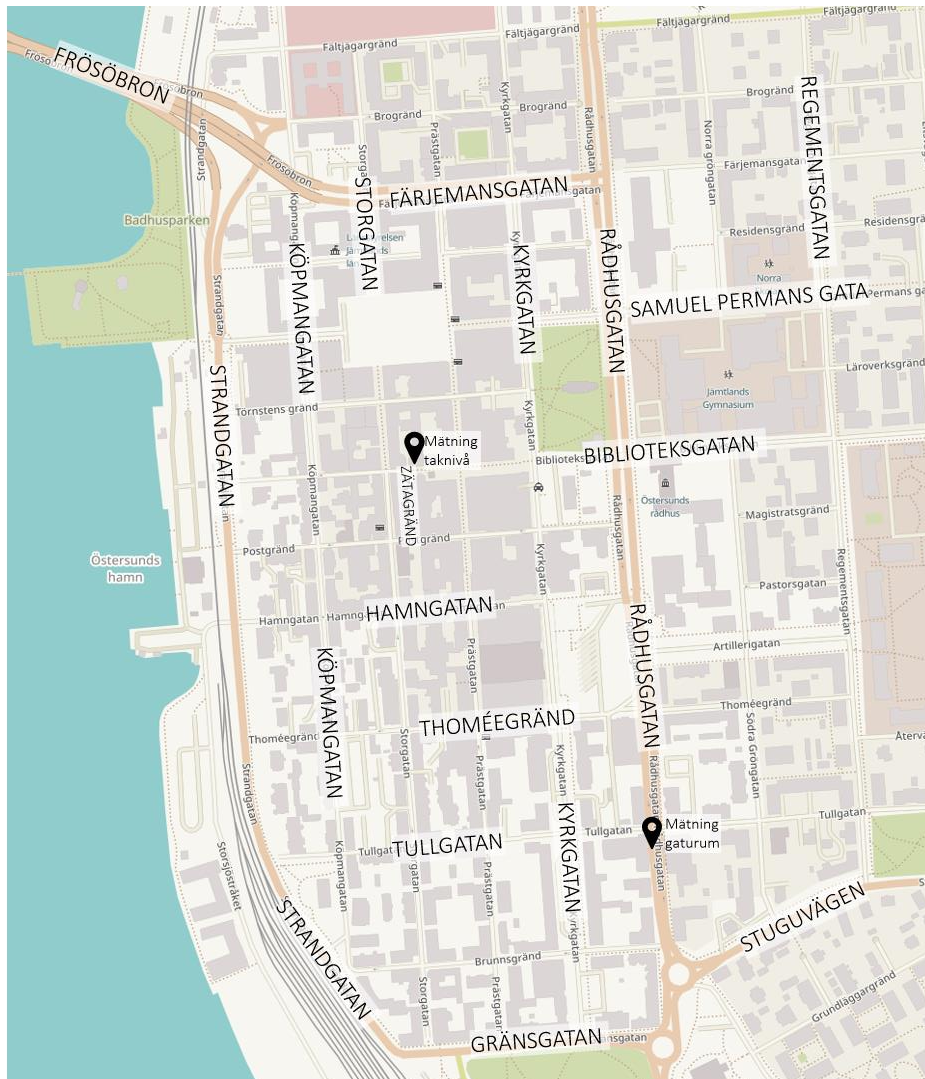
Östersund är beläget i mellersta Sveriges bergstrakter i Jämtland, sydöst om Storsjön, se Figur 1. Ett brett sund, Östersundet, skiljer staden från Frösön, som ingår i tätorten Östersund, se Figur 2. Östersunds geografiska läge bland berg och sjöar påverkar vinden och därmed hur luftföroreningar sprids. Därför är meteorologiska data en viktig komponent i utredningen. Huvuddelen av de gator och mätplatser för luftkvalitet som omnämns i denna rapport visas i Figur 3.



Figur 1 Översikt Östersund. Källa: Geolex, Lantmäteriet



Figur 2 Översikt Östersund – Frösön. Källa: Geolex, Lantmäteriet



Figur 3 Gator och mätplatser som nämns i rapporten. Bakgrundskarta: ©OpenStreetMap (2022).

2.3 Luftkvaliteten i Östersund

I Östersund mättes den urbana bakgrundshalten fram till år 2018. I rapporten "*Objektiv skattning av luftkvaliteten i Östersunds kommun 2020*" (Östersund kommun och Jansson 2021) visas resultat från indikativa mätningar där vinterhalvårsmedelvärdet 2018 för urban bakgrundshalt av PM₁₀ vid Zätagränd i centrala Östersund är 11 µg/m³. Det högsta veckomedelvärdet, på runt 37 µg/m³, är dock en indikation på att halter i gaturum kan vara betydligt högre och att det finns risk för överskridanden av MKN.

I arbetet med att skatta luftföroreningshalterna har kommunen gjort indikativa beräkningar för vissa stråk i centrala Östersund (se Figur 4). Beräkningarna var ett av underlagen för att fatta beslut om kontinuerliga mätningar av luftföroreningar (Östersund kommun och Jansson 2021).



Figur 4 Gaturumsberäkningar i Östersunds stadscentrum är utförda längs Strandvägen, Färjemansgatan och vid Rådhusgatan 56 (orange markeringar) (Östersund kommun och Jansson 2021).

År 2020 påbörjades kontinuerliga mätningar av bland annat PM₁₀ i gatunivå på Rådhusgatan 56 i centrala Östersund. Under de två första mätåren uppgick årsmedelvärdena till ca 31 µg/m³, vilket är under MKN. Antalet överskridanden av dygnsnormen var däremot 57 respektive 44, vilket är långt över de tillåtna 35 tillfällena. Det högsta uppmätta dygnsmedelvärdena 2020 var 408 µg/m³. Östersund hade under flera dygn de högsta PM₁₀-halterna i Sverige, dessa dygn var torra och gatorna var osopade (Östersund kommun och Jansson 2021). 2021 års högsta dygnsmedelvärde var hela 534 µg/m³ (Datavårdskap luft SMHI 2022).

Mot bakgrund av de höga halterna av PM₁₀ har kommunen underrättat Naturvårdsverket som beslutat att det ska tas fram ett åtgärdsprogram för PM₁₀ för Östersund.

Tabell 1 Uppmätta halter på Rådhusgatan i Östersund år 2020-2021 (Datavårdskap luft SMHI 2022).

PM ₁₀	Årsmedelvärde (µg/m ³)	90-percentil dygnsmedelvärde (µg/m ³)	Antal dygn över 50 µg/m ³
2020	31,0	99,7	57
2021	31,6	64,5	44

2.4 Miljökvalitetsnormer

I samband med att Miljöbalken trädde i kraft den 1 januari 1999 infördes miljökvalitetsnormer (MKN) som ett nytt styrmedel i svensk miljö rätt. Systemet med MKN regleras framförallt i Miljöbalkens femte kapitel (Riksdagsförvaltningen 2010). Till skillnad mot gränsvärden och riktvärden ska MKN enbart ta fasta på vad människan och naturen tål utan hänsyn till ekonomiska intressen eller tekniska förhållanden. En norm kan meddelas om det behövs i förebyggande syfte eller för att varaktigt skydda människors hälsa eller miljön. De kan även användas för att återställa redan uppkomna skador på miljön. Miljökvalitetsnormerna innebär ett genomförande av EUs luftkvalitetsdirektiv (2008/50/EG), men innehåller fler gränsvärden än vad som fastställs i luftkvalitetsdirektivet. MKN gäller i utomhusluft med undantag av väg- och spårtunnlar och arbetsplatser till vilka allmänheten inte har tillträde (Riksdagsförvaltningen 2010). Överskridanden av miljökvalitetsnormen ska inte heller utvärderas på vägars körbanor (Naturvårdsverket 2019). Gällande miljökvalitetsnormer samt gränsvärden enligt EU:s luftkvalitetsdirektiv för PM₁₀ i utomhusluft redovisas i Tabell 2. För dygnsmedelvärdena av PM₁₀ medges 35 överskridanden av gränsvärdesnivån per år, varför halterna anges som en 90-percentil.

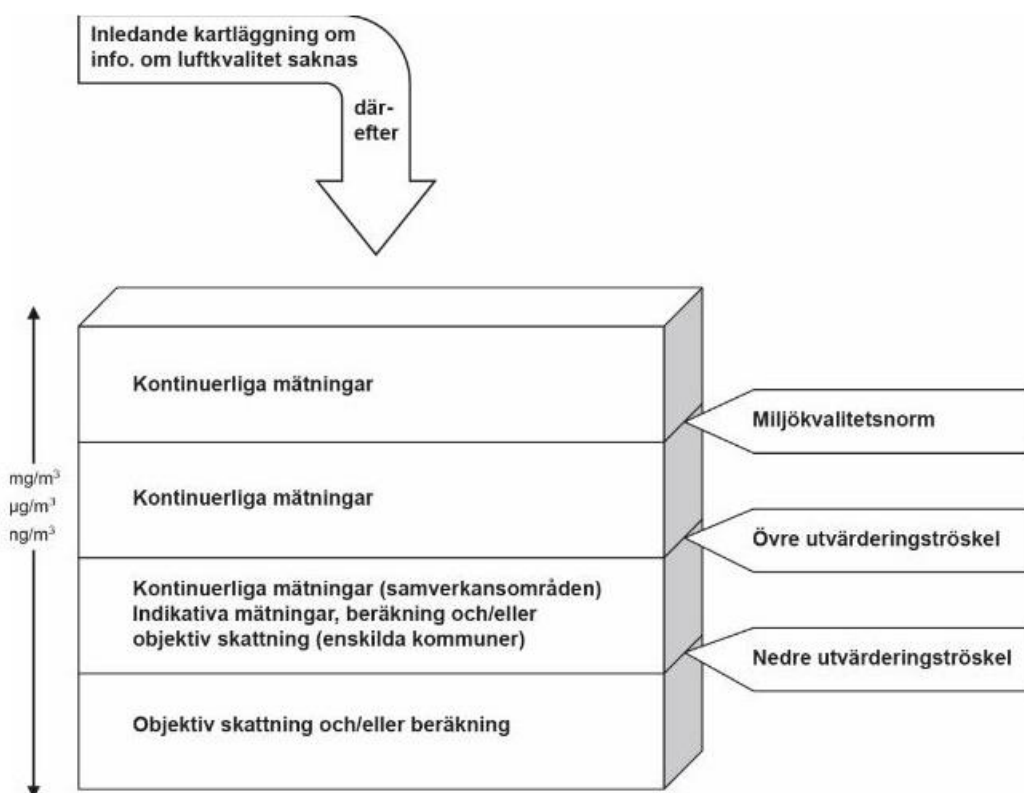
Tabell 2 Miljökvalitetsnormer för PM₁₀ i utomhusluft enligt Luftkvalitetsförordningen SFS 2010:477 (2010). Gränsvärden som även anges i EUs luftkvalitetsdirektiv (2008/50/EG 2015) är markerade med asterisk (*).

Förorening	Medelvärdesperiod	MKN-värde (µg/m ³)	Antal tillåtna överskridanden per år
PM ₁₀	Dygn År	50* 40*	35 dygn -

I bestämmelserna för luftkvalitetsnormerna ingår övre och nedre utvärderingströsklar (ÖUT, NUT), se Tabell 3. Det är tröskelvärden som, beroende på halterna i en kommun, visar vilka kontroller som krävs, se Figur 5 Omfattning av kontroll beroende på luftkvalitet (Naturvårdsverket 2019). Kraven på kontrollerna specificeras i Luftkvalitetsförordningen. Omfattningen av kontrollen dvs. hur den ska bedrivas i form av kontinuerliga mätningar, indikativa mätningar, modellberäkningar eller objektiv skattning beror på ett antal saker, såsom befolkningsmängd, luftkvalitetens förhållande till trösklarna samt om kommunen kontrollerar kvaliteten ensam eller om den samverkar med andra omgivande kommuner.

Tabell 3 Utvärderingströsklar för PM₁₀ i utomhusluft enligt Luftkvalitetsförordningen SFS 2010:477 (2010). ÖUT = övre utvärderingströskeln och NUT = nedre utvärderingströskeln.

Förorening	Medelvärdesperiod	ÖUT (µg/m ³)	NUT (µg/m ³)	Antal tillåtna överskridanden per år
PM ₁₀	Dygn	35	25	35 dygn
	År	28	20	-



Figur 5 Omfattning av kontroll beroende på luftkvalitet (Naturvårdsverket 2019).

2.5 Miljö kvalitetsmål

Det svenska miljöarbetet styrs även av miljömålssystemet, som omfattar ett generationsmål, sexton miljö kvalitetsmål och tjugofyra etappmål. Generationsmålet anger inriktningen för den samhällsomställning som behöver ske inom en generation för att miljö kvalitetsmålen ska nås. Miljö kvalitetsmålen beskriver det tillstånd i den svenska miljön som miljöarbetet ska leda till. Det finns även preciseringar av miljö kvalitetsmålen. Preciseringarna förtydligar målen och används i det löpande uppföljningsarbetet av målen.

Ett av de sexton miljö kvalitetsmålen, Frisk luft, berör direkt halter i luft av olika föroreningar. Miljö kvalitetsmålet Frisk luft definieras enligt följande: "Luften ska vara så ren att människors hälsa samt djur, växter och kulturvärden inte skadas". För miljö kvalitetsmålet Frisk luft finns preciseringar i form av halter av luftföroreningar som inte ska överskridas,

se Tabell 4 för preciseringar för PM₁₀. Då miljömålen beslutades var mållåret 2020, som nu passerats. Eftersom de globala hållbarhetsmålen i Agenda 2030 tar sikte på året 2030 passar det årtalet bra som nästa hållpunkt för miljömålen (Naturvårdsverket 2020).

I Östersunds kommun finns inga lokala miljömål som är direkt kopplade till halter av PM₁₀ i utomhusluft. Däremot har staden en vision om ett ekologiskt hållbart Östersund, och för år 2022 finns fem prioriterade miljöaspekter, vilka ska bedömas och utgöra underlag för mer långsiktiga mål där kommunen måste agera för att förbättra sina värden. *Luftföroreningar i staden* är en av de prioriterade miljöaspekterna (Östersunds Kommun 2022).

Tabell 4 *Preciseringar avseende kvävedioxid och partiklar för miljökvalitetsmålet Frisk luft.*

Förorening	Medelvärdesperiod	Miljökvalitetsmål (µg/m ³)	Antal tillåtna överskridanden per år
PM ₁₀	Dygn	30	35 dygn
	År	15	-

Miljökvalitetsmålen utgör en riktning och vägledning åt kommuner och länsstyrelser för vad miljöarbetet ska sikta mot. Även om miljökvalitetsmålen inte är legalt bindande så som miljö kvalitetsnormerna är, kan överskridanden av miljökvalitetsmålen innebära en begränsning i framtiden, beroende på hur dessa tolkas av myndigheterna och därmed vilken praktisk betydelse dessa får.

2.6 Luftföroreningars hälsoeffekter

En viktig anledning att övervaka luftkvaliteten i städer är att luftföroreningar medför negativa hälsoeffekter.

Partiklar bedöms vara den luftförorening som medför störst hälsoproblem i svenska tätorter. Av störst betydelse för folkhälsan är en tidigare än förväntad dödlighet i hjärt- och kärlsjukdomar såväl som lungsjukdomar, till följd av långtidsexponering för förhöjda halter av partiklar. Även dygnsvariationer i partikelhalter påverkar dödligheten och antalet personer som läggs in på sjukhus. Ökade korttidshalter av partiklar i luften medför en ökning av antalet personer som upplever besvär från luftvägarna, särskilt bland känsliga personer såsom astmatiker (Naturvårdsverket 2019).

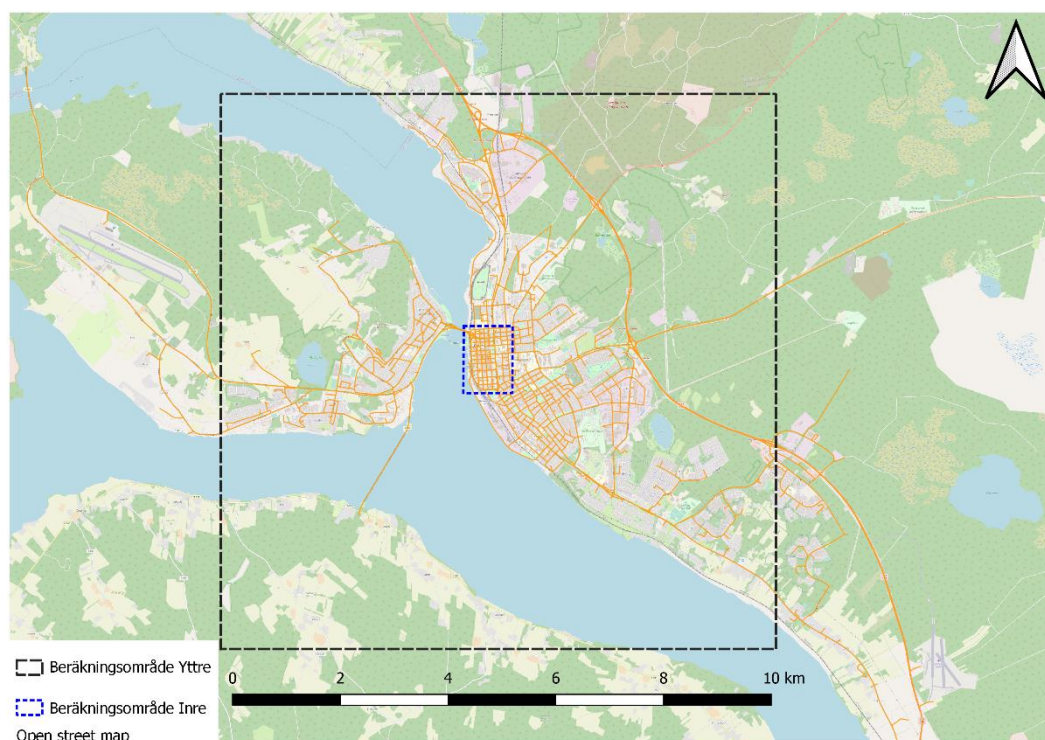
Forskning pågår för att klargöra vilka källor och partikelfraktioner som har den största påverkan på hälsan. Det är idag helt klart att grövre partiklar, till exempel slitagepartiklar från vägar, har negativa effekter på hälsan på kortare sikt, särskilt när det gäller sjuklighet i luftvägar och hjärta samt påverkan på dödlighet. Dock är det inte fullt klarlagt vilka hälsoeffekter som slitagepartiklar medför på lång sikt (Naturvårdsverket 2019).

3 Metod och underlag

Uppdraget består av flera delar: sammanställning och beräkning av emissioner från olika källor, spridningsberäkningar av luftföroreningar och rapportering. De luftföroreningar som har spridningsberäknats är partiklar (PM₁₀) och i denna rapport redovisas arbetet med att beräkna PM₁₀-halterna.

Spridningsberäkningar är gjorda för två olika år, 2018 och 2020, för att kunna jämföra med och kalibrera mot uppmätta luftföroreningshalter, både i gaturum och som urban bakgrund. De senast utförda luftföroreningsmätningarna i urban bakgrund gjordes 2018, men då mättes endast en vecka per månad. För 2020 finns det kontinuerliga, timvisa mätningar i gaturum. På grund av mycket begränsad PM₁₀-data för 2018, användes enbart 2020 års mätdata för jämförelse och kalibrering. I denna rapport redovisas enbart spridningsberäkningarna för år 2020.

Spridningsberäkningarna för Östersund har utförts i två olika modeller. De centrala delarna har beräknats med hög upplösning i en 3D-modell som tar hänsyn till byggnader och dess inverkan på spridningen av luftföroreningar. Ett större område har beräknats med en upplösning på 100 m × 100 m i en så kallad gaussisk spridningsmodell. De bägge ursprungliga beräkningsområdena visas i Figur 6. Vid revideringen av denna rapport lades ytterligare beräkningsområden till. Beräkningarna beskrivs utförligare i avsnitt 3.2 nedan.



Figur 6 Område för spridningsberäkningar. Bakgrundskarta ©OpenStreetMap (2022).

Exponeringsberäkningar har utförts för att visa hur många boende respektive förskolor/skolor som utsätts för PM₁₀-halter över olika nivåer i ett par scenarier. För att kunna visa på olika typer av källors bidrag till de sammanlagda luftföroreningshalterna i Östersund har ett antal separata så kallade källbidragsberäkningar gjorts.

3.1 Emissioner

Utsläppskällor i Östersund är definierade i grupperna trafik, vedeldning, industri samt större byggprojekt. Indata från dessa grupper har samlats in. Närmare beskrivning av indata finns under respektive stycke.

3.1.1 Trafik

Data från trafiksimuleringar för Östersunds kommun erhöles från kommunen innehållande årsmedeldygnstrafik (ÅDT) för respektive väglänk. Data innehöll även information om bland annat hastighet och funktionell väglklass. Andelen tung trafik på olika väglänkar har ansatts enligt en schablon som Östersunds kommun tillhandahållit.

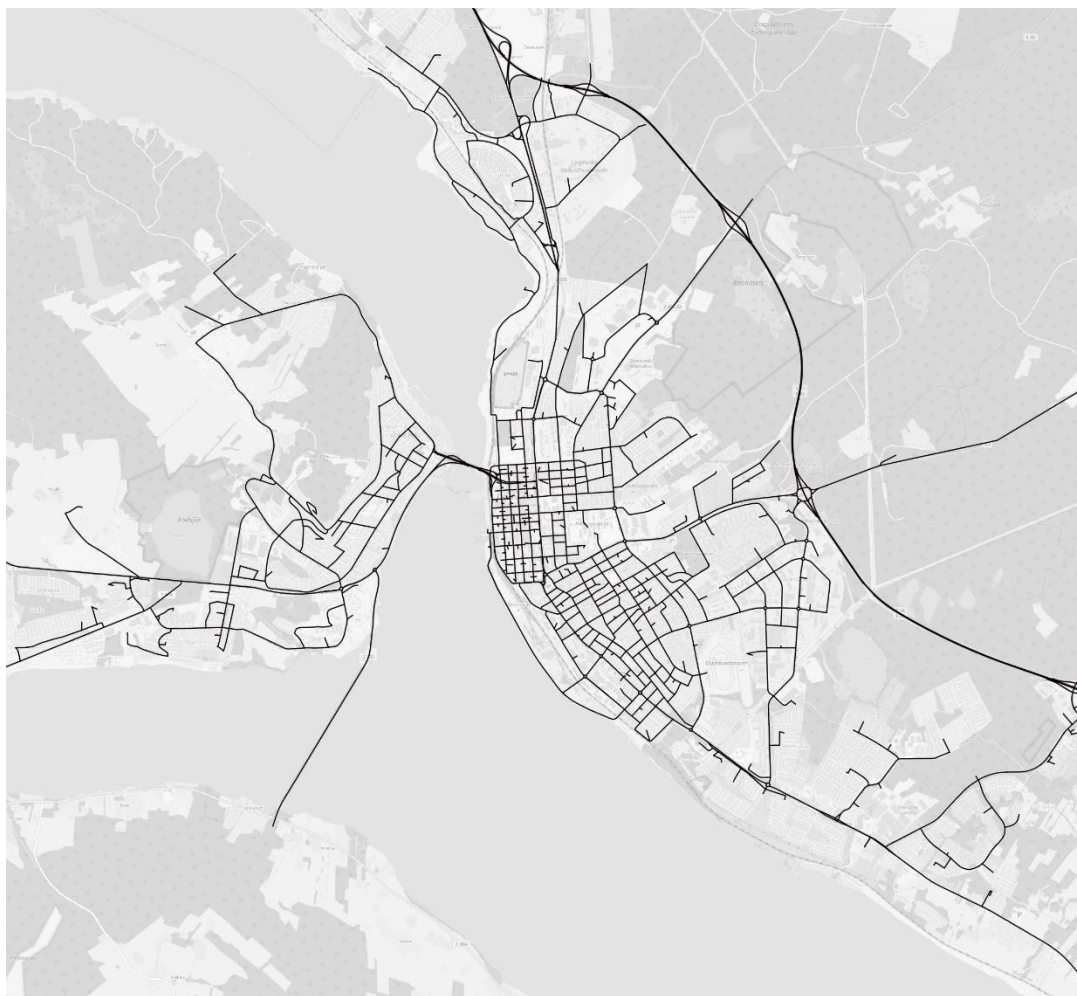
Den del av emissionerna från trafiken som härrör till avgaser har beräknats med emissionsfaktorer (EF) ur modellen HBEFA, version 4.2. Denna modell beräknar emissionsfaktorer för specifika trafiksituationer och för olika fordonstyper och föroreningar. EF för PM₁₀ år 2020 har använts genom hela utredningen, men varierar beroende på vägtyp och trafiksituationer. Hastigheter och funktionella väglklasser på aktuella vägsträckor från underlaget, har använts för att klassificera vägarna i olika trafiksituationer i HBEFA enligt en underlagsrapport för emissionsberäkningar i HBEFA-modellen (WSP 2015).

Emission av PM₁₀ från trafikinducerad damning, så kallad resuspension, är beräknade i modellen Nortrip. Östersunds kommun sandar enligt uppgift dagligen mellan 150 och 200 g/m² under årets kalla månader, som schablon har detta antagits vara mellan oktober och april. På Kyrkgatan med anslutande gator kan extra sandning ske för att förbättra väglaget för busstrafiken, vilket alltså innebär en högre sandningsgiva per dag på just dessa gator. Gator utan busstrafik sandas i regel 3-4 gånger per vecka. I beräkningarna har samma sandgiva använts på alla gator. Hänsyn är därmed ej tagen till extra sandning på Kyrkgatan, eller färre sandningsdagar per vecka på gator utan busstrafik. Uppsopning av vintersand sker i maj.

För Östersund har en genomsnittlig dubbdäcksandel för samtliga trafikslag på 89 % använts för emissionsberäkningarna av PM₁₀ (Trafikverket 2020). För mer information om modellerna se avsnitt 3.2.

Tågtrafiken på Mittbanan genom Östersund är inte inkluderad i beräkningarna då tågen inte bidrar med nämnvärda partikelemissioner.

De väglänkar som använts i beräkningarna åskådliggörs, inom det större beräkningsområdet, i Figur 7.



Figur 7 *Ingående våglänkar inom det större beräkningsområdet. Bakgrundskarta ©Open-StreetMap (2022)*

3.1.2 Vedeldning

Östersunds nordliga läge i landet innebär mycket vedeldning som värmekälla, främst vintertid, hos invånarna. Vädret har stor påverkan på bidraget av partiklar från vedeldning, då det styr uppvärmningsbehovet och även spridningen av partiklarna. Tidigare utredningar har visat att vedeldning i småhushåll kan bidra med höga halter PM₁₀ lokalt, speciellt kalla klara dagar (Omstedt m.fl. 2010). Indata för emissioner av partiklar från vedeldning har tagits fram för Östersunds kommun av SMHI vid en kartläggning av utsläppen från vedeldning i länet. Underlag tillhandahölls per utsläppspunkt och bestod av en årsmedelemission och objektstyp per källa, som kunde knytas till en specifik tidsvariation, som anger när utsläppen sker under året. Tidsvariationer var baserade på den faktiska meteorologin för år 2020, där gränstemperaturen för uppvärmningsbehovet satts till 10 °C. Tidsvariation erhöles för objektstyperna lokala eldstäder, vedpannor samt övriga kategorier av vedkällor.

De olika eldstäderna har beräknats som små areakällor i modelleringen. I den större beräkningen – som ej tar hänsyn till byggnader – har källorna lagt på en höjd av 5 meter. I den mindre beräkningen – där hänsyn tas till byggnader – har källorna lagts in ovanför respektive takhöjd.

3.1.3 Industrier

Industrier har beräknats som punktkällor i modelleringen, och ingår enbart i de storskaliga spridningsberäkningarna. Industriernas lokalisering ses i Figur 8, urvalet är gjort efter emissionsstorlek. Följande industrier ingår i beräkningarna:

- > Lugnviksverket, Jämtkraft
- > Vattenverk Minnesgårde, Jämtkraft
- > Öneverket, Jämtkraft
- > Östersunds krematorium, Svenska Kyrkan
- > Östersunds mejeri, Arla Foods AB

Emissionerna som spridningsberäknats är ett medelvärde för åren 2018 till 2020, fördelade över året enligt uppgifter om drifttid från respektive industri. Information om årlig emission av stoft (PM₁₀), tidsmässig fördelning, skorstenshöjd och -radie samt rökgas-temperatur och -hastighet har inhämtats från Östersunds kommun.



Figur 8 Geografiska lägen för industrier som ingår i spridningsberäkningarna. Bakgrunds-karta ©OpenStreetMap (2022).

3.1.4 Byggprojekt

Stora byggprojekt, såsom större husbyggen, påverkar den omgivande luften genom att de skapar mycket damning från öppna, grusade ytor och en ökande trafik från själva byggarbetsplatsen. Schabloner för damning från öppna ytor och från den trafik som byggarbetsplatsen genererar, inklusive utdrag av dammande material på allmänna vägar, kan hämtas från rapporten *Damning och buller vid byggarbetsplatser* (COWI och VTI 2018).

Under 2020 pågick inga större dammande byggprojekt.

3.2 Emissions- och spridningsmodellering

Utsläppen från trafiken har som tidigare nämnts tagits fram med hjälp av två olika emissionsmodeller. Dessa kallas HBEFA och Nortrip.

Spridningen av luftföroreningar styrs av många processer och faktorer som verkar i olika geografiska skalor. Spridningsförutsättningar påverkas i regional (närhet till kust och större städer samt distinkt topografi), lokal (placering i en allmänt tätbebyggd miljö) såväl som mikroskala (gaturum och komplicerad bebyggd närmiljö). Spännvidden i de geografiska skalor som är involverade i föroreningarnas spridning är därmed för stor för att kunna täckas in av endast en modell. I denna utredning har därför två olika modeller för spridningsberäkningen används:

- > Modellen TAPM: täcker stora delar av Östersund (större svart streckad fyrkant i Figur 6), men kan inte ta hänsyn till bebyggelse
- > Modellen Miskam: för detaljerade spridningsberäkningar av trafikemissioner i centrala Östersund (mindre blå streckad fyrkant i Figur 6)

Resultatet från spridningsberäkningarna presenteras som totala halter, inklusive såväl lokala utsläpp som andra utsläpp från både långdistanstransport och från övriga regionen. Halterna representerar marknivå, vilket i det inre beräkningsområdet motsvarar gatunivå, eftersom den modellen tar hänsyn till byggnader, medan det i det större beräkningsområdet kan anses vara ovan tak alternativt i marknivå i obebyggda områden.

3.2.1 HBEFA

Emissionsberäkningar av den del av PM_{10} från vägtrafik som kommer från förbränningsmotorer är baserade på emissionsfaktorer ur databasen HBEFA (Handbook Emission Factors for Road Transport). HBEFA består av emissionsfaktorer för olika trafiksituationer, fordonstyper och föroreningar. För att räkna ut emissioner från en viss väg krävs utöver emissionsfaktorer från HBEFA även information om trafikmängden på vägen, fordonsflottans sammansättning (andel personbilar och andra fordonstyper) med mera (INFRAS 2022). I denna utredning har version 4.2 använts.

3.2.2 Nortrip

Den del av partikelemissionerna som beror på trafikinducerad damning är beräknad i modellen Nortrip. Nortrip är en emissionsmodell som utvecklats för nordiska förhållanden där

mängden resuspension bland mycket annat beror på meteorologiska data, trafikmängd inklusive andel tung trafik, dubbdäcksandel, fordonshastighet och aktiviteter såsom sandning och sopning (NILU 2012). Den tekniska utvecklingen och förnyelsen av fordonsflottan som förväntas leda till lägre avgasemissioner kommer inte att påverka emissionen av uppvirvlat material, så en liknande minskning av denna typ av emissioner förväntas inte ske.

Nortrip använder uppgifter om nederbörd för att skilja tillfällen där partiklarna har stor spridning och tillfällen där partiklarna förflyttas korta distanser och där låg ackumulation sker, på grund av regn och vått underlag. Spridningen av partiklar är större vid torra förhållanden. Då mätningar av nederbörd saknas i centrala Östersund har data från mätstationen i Hunge i Bräcke kommun använts. Detta efter jämförelse av data från stationerna i Börtnan, Föllinge, Hallhåxåsen, Hunge och Krångede.

3.2.3 TAPM

För att beräkna de meteorologiska förutsättningarna i regional till lokal skala, exempelvis sjö- och landbris sommartid, topografisk påverkan på vinden samt frekventa inversioner, har den dynamiska prognosmodellen TAPM använts. Lokal meteorologi har tagit fram för åren 2018 och 2020. Den av TAPM beräknade vinden (vindhastighet och vindriktning) har jämförts mot timvisa vindmätningar från Frösöns flygplats för 2018, för att utvärdera tillförlitligheten i vindsimuleringen. Vinddata från Frösön valdes då det inte fanns några andra meteorologiska stationer som mätte vind under beräkningsåren och som låg närmare Östersund.

Modellen kan även beräkna en kemisk omvandling på timbasis där bl.a. simulering görs av hur emissioner till luft sprids och omvandlas i utomhusluften. Spridningsberäkningarna i det större området i Figur 6 har utförts i TAPM, som inte kan ta hänsyn till bebyggelse. Bebyggelsestrukturen påverkar alltså inte hur vägtrafikens emissioner sprider sig i den storskaliga beräkningen. Modellen beskrivs utförligare i Bilaga A.

3.2.4 Miskam

COWI har använt Miskam-modellen som är en CFD-modell (Computational Fluid Dynamics) för beräkningarna i det mindre området i Figur 6. Dessutom har ytterligare beräkningar gjorts i de områden som visas i avsnitt 4.3: centrala Östersund norr om Frösöbron, de östligaste delarna av Frösön, ett stråk längs Stuguvägen och delar av Lillänge.

Modellen är utvecklad för beräkning av 3D-vindfält vid komplexa situationer med bebyggelse i variabla höjder, som påverkar spridningen av luftföroreningar, och som hanterar flera föroreningskällor där spridningen från en gata/väg kan "läcka över" till andra närliggande områden. Beräkningarna med Miskam-modellen görs i två steg, där första modelleringssteget är att beräkna ett relevant s.k. vindfält över området, baserad på lokala meteorologiska data från TAPM-beräkningarna. Vindfältet blir sedan ingångsdata för den efterföljande spridningsberäkningen i det andra modelleringssteget i Miskam, där halterna av luftföroreningar beräknas. Se Bilaga B för detaljer om Miskam-modellen.

3.3 Bakgrundshalter

De genomförda spridningsberäkningarna inkluderar lokala haltbidrag från de olika källor som nämnts i avsnitt 3.1, det vill säga trafik, vedeldning, industrier och i förekommande fall byggprojekt. För att kunna jämföra spridningsberäkningarna med MKN och miljökvalitetsmål måste en totalhalt beräknas. Totalhalten har erhållits genom att addera en bakgrundshalt till det lokala haltbidraget. I det här sammanhanget förekommer både en regional bakgrund och en lokal urban bakgrund. De bägge motsvarar emissioner från övriga källor i staden samt mer långdistanstransporterade föroreningar.

I det större beräkningsområdet (TAPM) har en bakgrundshalt baserad på regionala mätningar i Bredkålen i Strömsunds kommun använts för att beskriva haltbidraget från övriga källor. För det mindre, centrala, beräkningsområdet (Miskam) har spridningsberäknade halter från TAPM i taknivå vid mätpunkten på Rådhusgatan samt från regional bakgrund (Bredkålen) adderats timvis till de spridningsberäknade halterna. De till spridningsberäkningarna adderade bakgrundshalterna ses i Tabell 5.

Tabell 5 *Bakgrundshalter som adderats till beräkningarna i TAPM och Miskam. Den regionala bakgrundshalten ingår i den urbana bakgrundshalten.*

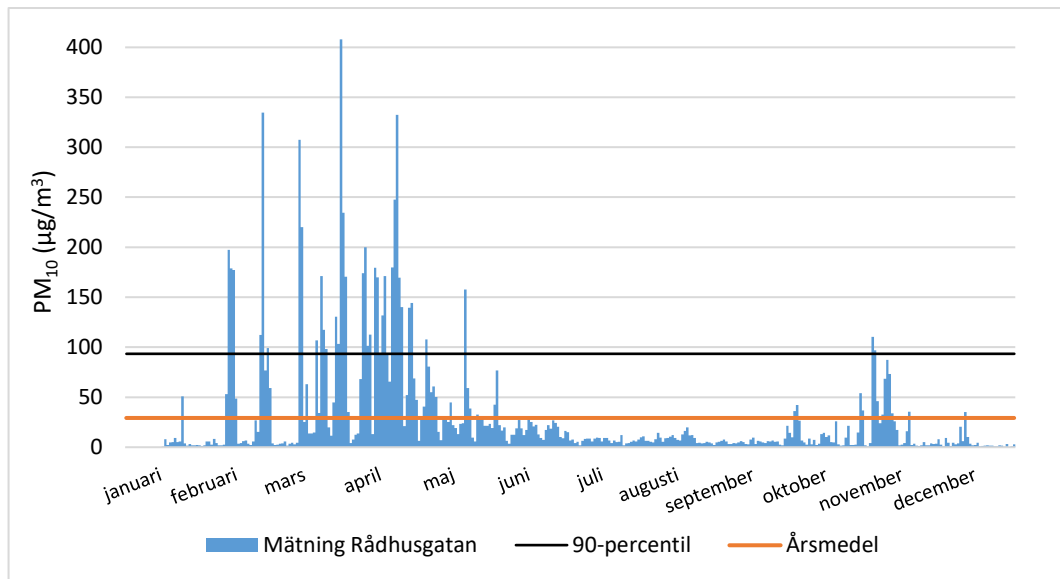
PM ₁₀	Årsmedelvärde (µg/m ³)	90-percentil dygnsmedelvärde (µg/m ³)
Regional bakgrundshalt (TAPM)	3	7
Urban bakgrundshalt (Miskam)	8	17

3.4 Justering och validering av beräknade halter

Vanligen sker en ackumulering av partiklar under vintern, med påföljande upptorkning och resuspensionsperiod under våren, som då kan ge upphov till höga halter av PM₁₀. I Figur 9 ses uppmätta dygnsmedelvärden av PM₁₀ i Rådhusgatans gaturum i Östersund under år 2020, tillsammans med årsmedelvärdet och 90-percentilen av de uppmätta dygnsmedelvärdena. Mätningen indikerar att resuspensionsperioden även infaller vintertid. Liknande mönster – där höga halter av PM₁₀ uppmäts vintertid – har setts även i andra norrländska städer som Piteå och Sundsvall (Datavärdskap luft SMHI 2022).

I Östersunds fall har den troliga orsaken funnits vara att sandning sker dagligen under årets kalla månader. Nortrip – emissionsmodellen som använts för beräkning av resuspensionsdelen av PM₁₀-emissionerna – är framtagen för nordiska förhållanden, men har för Östersund visat sig underskatta emissionsfaktorn, där en trolig bidragande orsak är just att mycket sandning sker i området. Spridningsberäknade haltbidrag från Miskam har därför justerats med en årstidsberoende faktor – eftersom sandning inte sker hela året – och validerats mot uppmätta halter på Rådhusgatan. Vid valideringen justerades även det till Miskam adderade bidraget från TAPM (se avsnitt 3.3). Då andra gaturumsmätningar ej fanns att tillgå har samma justering använts för alla gator i staden.

Jämförelse gjordes även mot mätvärden från PM₁₀-mätningen i urban bakgrund år 2018, men eftersom datafångsten var såpass liten – tio veckomedelvärden – användes enbart Rådhusgatans mätning för år 2020.



Figur 9 Uppmätta halter i gaturum på Rådhusgatan år 2020 som dygnsmedelvärden (Data-värdskap luft SMHI 2022) samt årsmedelvärdet och 90-percentilen av dygnsmedelvärderna.

3.5 Källbidragsberäkningar

För att fastställa hur mycket olika källor bidrar till halterna av PM₁₀ år 2020 har så kallade källbidragsberäkningar gjorts i TAPM, för det större beräkningsområdet. Metoden innebär att varje typ av källa räknas separat; trafik, industri, vedeldning samt bakgrundens andel av totalhalten. Resultaten från källbidragsberäkningarna redovisas dels som andelskartor, där källtypens andel av totalhalten per beräkningsruta ses, dels som cirkeldiagram där källtypernas andelar av totalhalten i fyra punkter i Östersund framgår.

3.6 Exponeringsberäkningar

För PM₁₀, årsmedelvärde och 90-percentil av dygnsmedelvärde, gjordes exponeringsberäkningar inom det mindre beräkningsområdet (se Figur 6) som täcker de mest centrala delarna av Östersund. Resultaten av beräkningarna visar dels hur många av de boende, dels hur många förskolor och skolor som riskerar att utsättas för halter över vart och ett av de i utredningen omfattade fyra nivåerna miljö kvalitetsmålet (MKM), nedre utvärderingströskeln (NUT), övre utvärderingströskeln (ÖUT) samt miljö kvalitetsnormen (MKN). Det totala invånarantalet i beräkningsområdet är 6125 personer och det finns fyra förskolor/skolor inom detsamma.

I beräkningsområdet i fråga är modellerade halter presenterade med en upplösning på 2,5 meter x 2,5 meter. Ingående data för den geografiska fördelningen av befolkningen i centrum är presenterad med en upplösning på 50 meter x 50 meter. Befolkningsdata korrigerades så att varje 50 meter x 50 meters-ruta delades upp i 400 stycken 2,5 meter x 2,5 meters-rutor, så att rutnätet för halt och invånarantal överlappade. Invånarantalet i varje ny, mindre ruta skalades med en faktor 400. Varje ruta i beräkningsområdet klassades efter halt, som under eller lika med respektive över vart och ett av de fyra gränsvärdena/nivåerna. Invånarantalet för alla rutor med en halt över satt gräns summerades. För förskolor/skolor noterades den beräknade halten vid respektive adress.

4 Resultat nulägesberäkningar

De beräknade halterna av PM₁₀ presenteras som haltkartor (spridningsbilder) för årsmedelvärdet samt 90-percentilen av dygnsmedelvärdena. Beräknade halter utvärderas mot miljökvalitetsnormerna för luft samt mot miljökvalitetsmålen.

Resultaten av spridningsberäkningarna redovisas som kartor i nedanstående avsnitt enligt följande:

- > Totalhalter av partiklar, PM₁₀ för 2020 för följande områden:
 - > Storskaligt över Östersund
 - > Centrala Östersund
 - > Centrala Östersund norr om Frösöbron
 - > De östra delarna av Frösön
 - > Ett stråk längs Stuguvägen
 - > Lillänge
- > Källbidrag av partiklar, PM₁₀ för 2020 separat för trafik, industri, vedeldning och regional bakgrund för centrala Östersund
- > Exponeringsberäkningar för centrala Östersund

Kartorna visar spridningsberäknade partikelhalter, där röd haltnivå anger överskridande av miljökvalitetsnormen (MKN), orange haltnivå anger överskridande av övre utvärderingströskeln (ÖUT) för MKN, rosa haltnivå anger överskridande av miljökvalitetsmålet (MKM) för frisk luft och gul haltnivå anger överskridande av nedre utvärderingströskeln (NUT) för MKN.

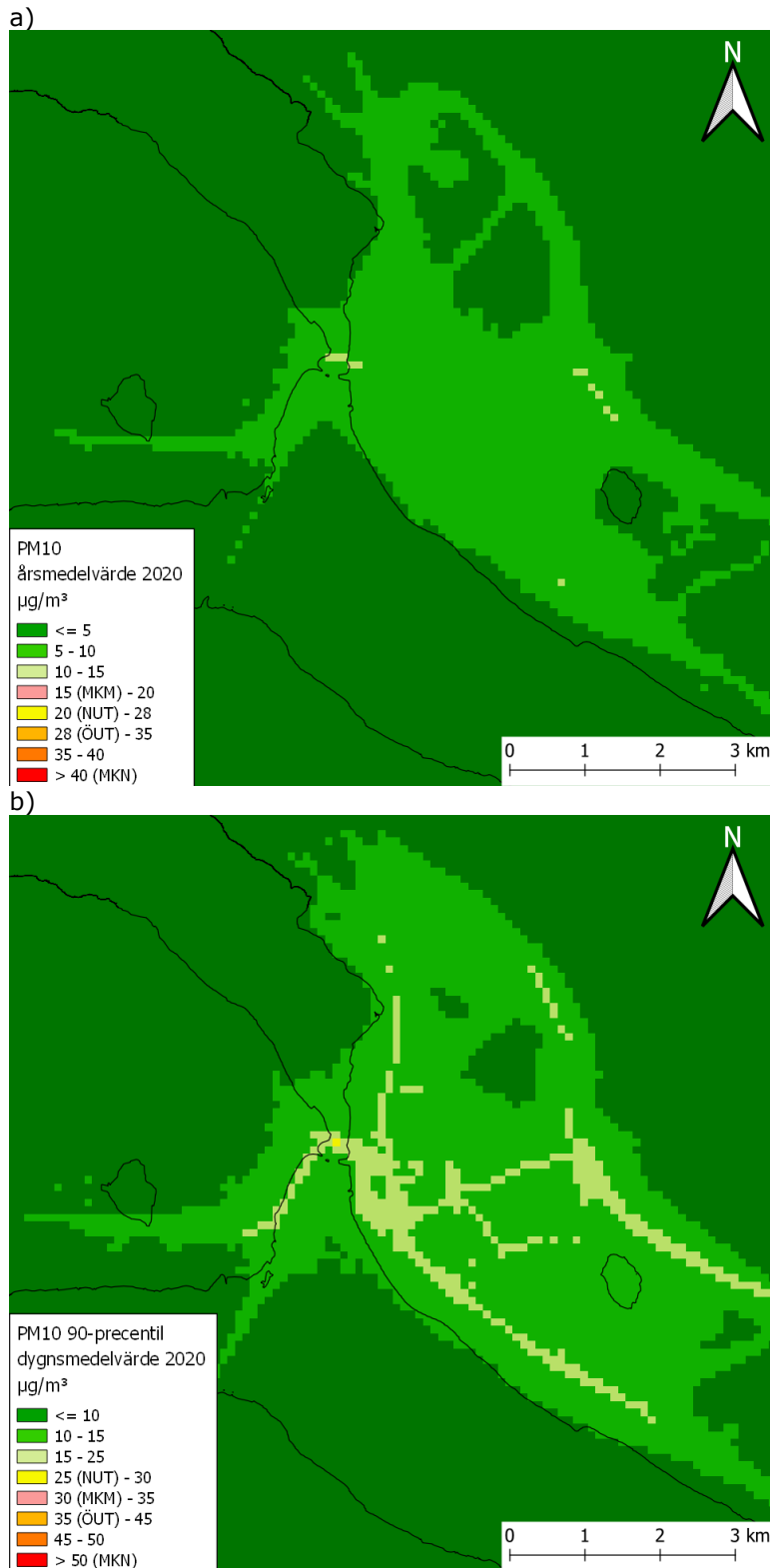
4.1 Storskaliga beräkningar

I detta avsnitt visas årsmedelvärdet och 90-percentilen för dygnsmedelvärdena för PM₁₀ i de storskaliga beräkningarna för 2020 (Figur 10). Kartorna visar halterna i taknivå.

I Figur 10 framträder vägnätet och innerstaden som en tydlig källa för partikelemissioner, där de högsta halterna lokaliseras. Halterna för årsmedelvärdet ligger runt 5-10 µg/m³ över centrala Östersund, och som högst på 15 µg/m³ vid särskilt trafikutsatta områden. Enligt beräkningen ligger halterna överallt under miljökvalitetsmålet. Viktigt att observera är dock att modellen som använts för de storskaliga beräkningarna inte kan ta hänsyn till bebyggelsen och att spridningen av vägtrafikens emissioner alltså inte är påverkad av någon bebyggelse här.

För 90-percentilen av dygnsmedelvärdena av PM₁₀ är halterna högst längs med Stor-sjöstråket och E14, med halter mellan 15 och 25 µg/m³. Över stora delar av staden ligger

halterna på 10-15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Utanför staden sjunker halterna under 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Enligt denna beräkning ligger den högsta halten mellan NUT och miljökvalitetsmålet, men området är begränsat till en liten yta vid Frösöbron, i övrigt ligger alla halter under den nedre utvärderingströskeln.



Figur 10 Spridningsberäkningar av partiklar, PM_{10} beräknad för 2020 med TAPM för det större beräkningsområdet. a) årsmedelvärdet, b) 90-percentil av dygnsmedelvärdena.

4.2 Beräkningar för centrala Östersund

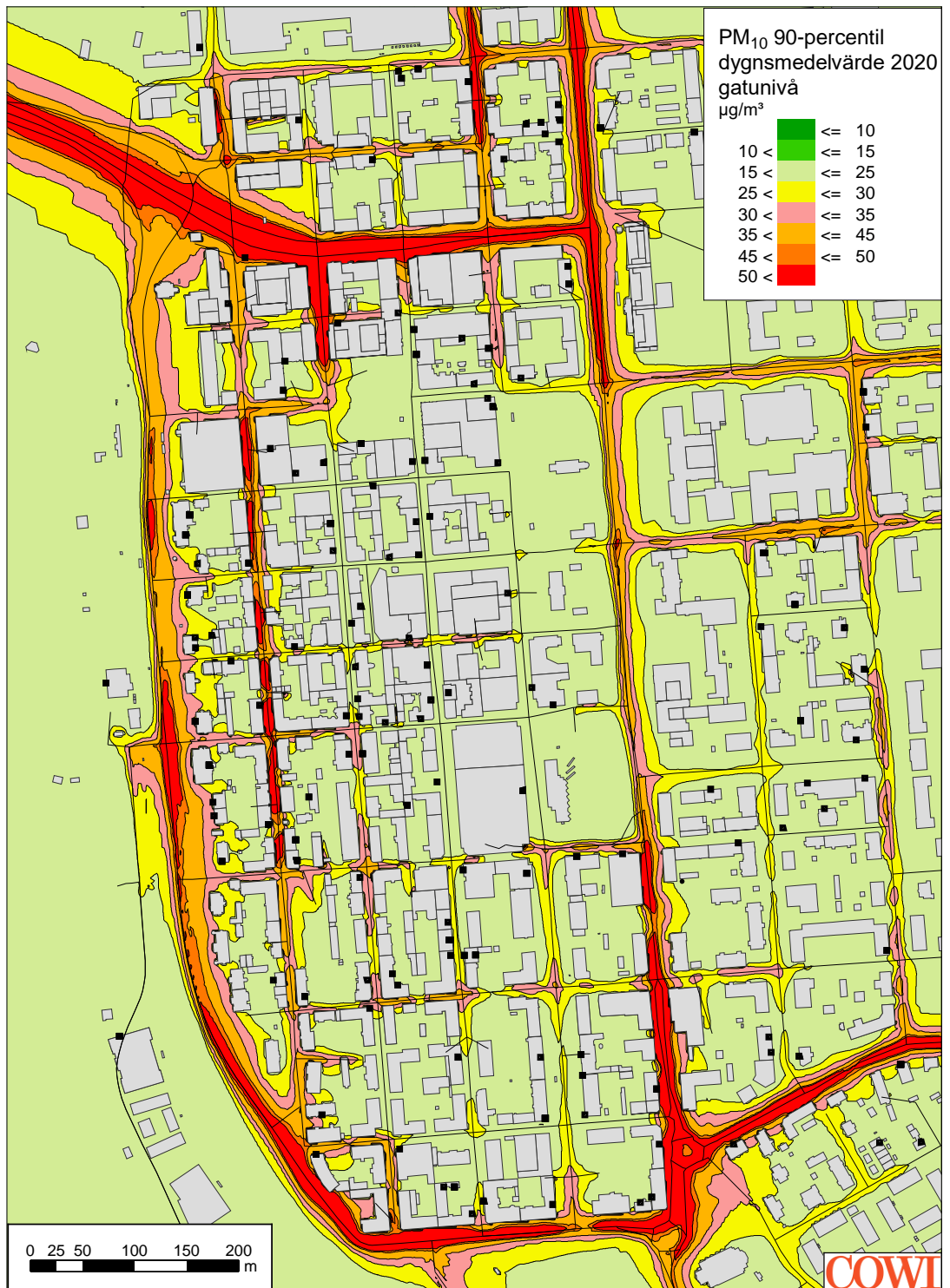
Figur 11 visar årsmedelvärdet och Figur 12 visar 90-percentilen av dygnsmedelvärdena för PM₁₀, beräknad med CFD-modellen för år 2020. Halterna i denna beräkning representerar förhållandena i gaturummet, ca 2 till 4 meter över marken. Då CFD-modellen tar hänsyn till bebyggelsen påverkas spridningen i hög grad av gaturummets struktur.

Som kan ses i Figur 11 är årsmedelvärdet som högst beräknat till 28-35 µg/m³ i vissa gaturum längs Rådhusgatan, Färjemansgatan, Strandgatan, Gränsgatan och Stuguvägen. I gaturum längs Frösöbron, Kyrkgatan, Köpmangatan och Storgatan är de högsta beräknade halterna 20-28 µg/m³. Halter över miljö kvalitetsmålet (15-20 µg/m³) återfinns längs många innerstadsgator. Halterna klingar snabbt av med avståndet från gatorna och vägarna och ligger mellan 10 och 15 µg/m³ i många innerstadskvarter. Halterna i slutna kvarter med innergårdar sjunker till 5-10 µg/m³. Miljö kvalitetsnormen för årsmedelvärdet av PM₁₀ klaras enligt dessa beräkningar.

För 90-percentilen av dygnsmedelvärdena (Figur 12) klaras däremot inte miljö kvalitetsnormen. Halter över normen finns längs med flera gatuavsnitt eller större delar av Frösöbron, Färjemansgatan, Strandgatan, Gränsgatan, Rådhusgatan, Stuguvägen, Kyrkgatan, Köpmangatan och Storgatan. Övre utvärderingströskeln och miljö kvalitetsmålet överskrids längs med många gator, vilket syns tydligt i trånga gaturum. Halter i nivå med nedre utvärderingströskeln sprider sig in i kvarteren som är lite mer öppna. Över övriga centrala delar av Östersund ligger halterna mellan 15 och 25 µg/m³.



Figur 11 Årsmedelvärde av partiklar, PM₁₀, spridningsberäknat för år 2020 med Miskam för det mindre beräkningsområdet. Svarta fyrkanter anger lokalisering av vedeldningskällor.



Figur 12 90-percentilen av spridningsberäknade dygnsmedelvärden av partiklar, PM₁₀, beräknat för år 2020 med Miskam för det mindre beräkningsområdet. Svarta fyrkanter anger lokalisering av vedeldningskällor.

4.2.1 Exponeringsberäkningar, PM₁₀

En beräkning av antalet personer som exponeras för olika halter av partiklar har gjorts för beräkningsområdet för centrala Östersund. Resultatet av exponeringsanalysen för boende i nuläget presenteras i Tabell 6. Antalet personer är avrundat till närmsta tiotal. I och med att stråken och områdena med de högsta partikelhalterna i flera delar sammanfaller med områden där det bor många människor blir antalet exponerade förhållandevis högt. Det blir särskilt tydligt för 90-percentilen av dygnsmedelvärdena, där halterna är högst i förhållande till MKN. 210 personer exponeras för halter över MKN medan antalet personer som exponeras för halter över miljökvalitetsmålet ligger i spannet 620 till 880 beroende på om det är årsmedelvärdet eller dygnsmedelvärdena som studeras.

Tabell 6 Beräknade exponeringsresultat för boende i centrala Östersund.

	Årsmedelvärde		90-percentil dygn	
	Halt (µg/m ³)	Antal invånare	Halt (µg/m ³)	Antal invånare
Över MKM	15	620	30	880
Över NUT	20	220	25	1400
Över ÖUT	28	10	35	600
Över MKN	40	0	50	210
Totalt antal invånare	-	6125	-	6125

4.2.2 Halter vid förskolor och skolor

I Tabell 7 redovisas det antal skolor och förskolor i beräkningsområdet som täcker centrala Östersund, med höga halter av PM₁₀. De beräknade årsmedelhalterna av PM₁₀ överskrider miljökvalitetsmålet vid en förskola. 90-percentilen av dygnsmedelvärdena är över ÖUT vid samma förskola, över NUT och därmed även över miljökvalitetsmålet. Fyra skolor eller förskolor ligger inom det aktuella beräkningsområdet.

Tabell 7 Antal skolor och förskolor i beräkningsområdet som påverkas av höga halter.

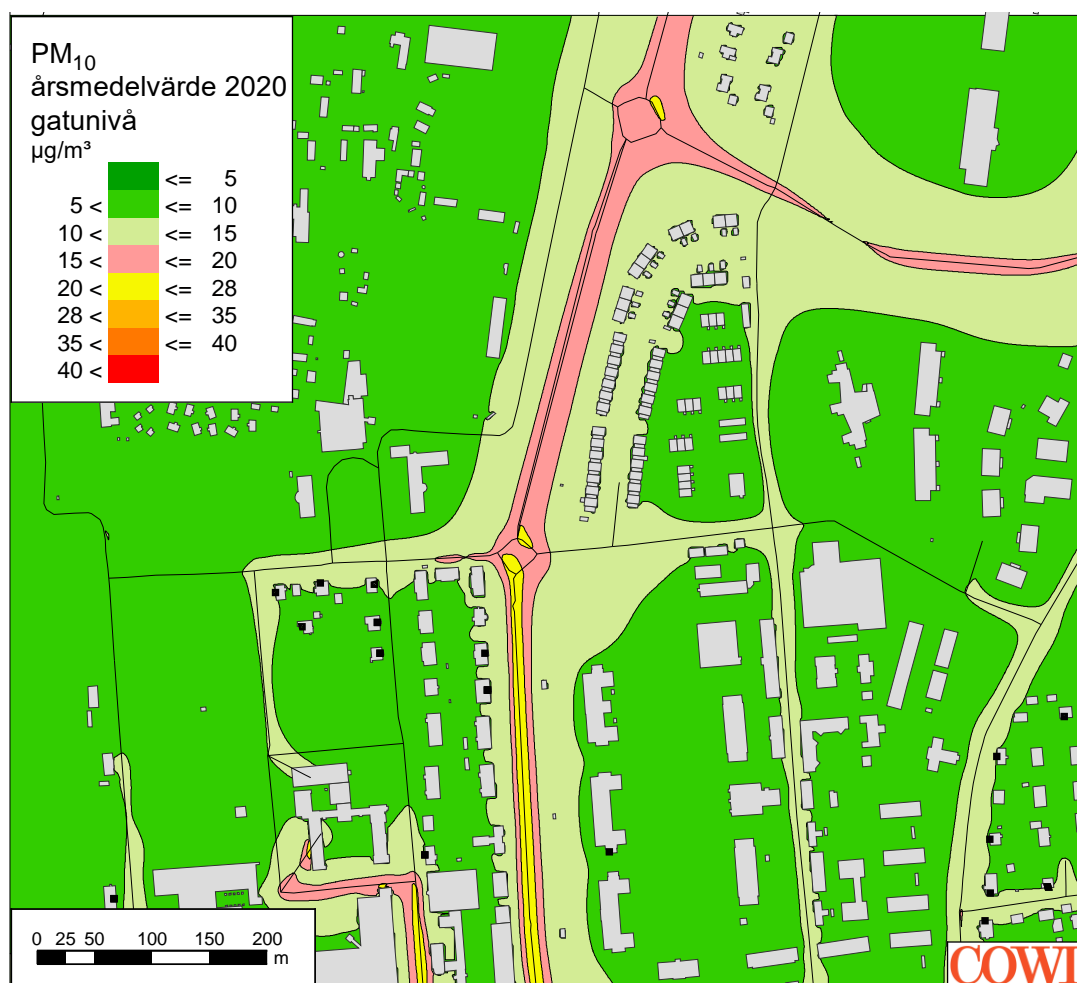
	Årsmedelvärde		90-percentil dygn	
	Halt (µg/m ³)	Antal	Halt (µg/m ³)	Antal
Över MKM	15	1	30	2
Över NUT	20		25	2
Över ÖUT	28		35	1
Över MKN	40		50	

4.3 Beräkningar för andra delar av Östersund

Resultaten nedan visar årsmedelvärdet och 90-percentilen av dygnsmedelvärdena för PM₁₀, beräknad med CFD-modellen för år 2020 i andra delar av Östersund. Halterna i dessa beräkningar representerar förhållandena i gaturummet, ca 2 till 4 meter över marken. Då CFD-modellen tar hänsyn till bebyggelsen påverkas spridningen i hög grad av gaturummets struktur. I Bilaga C visas samtliga beräkningsbilder från CFD-modellen för nuläget samlade.

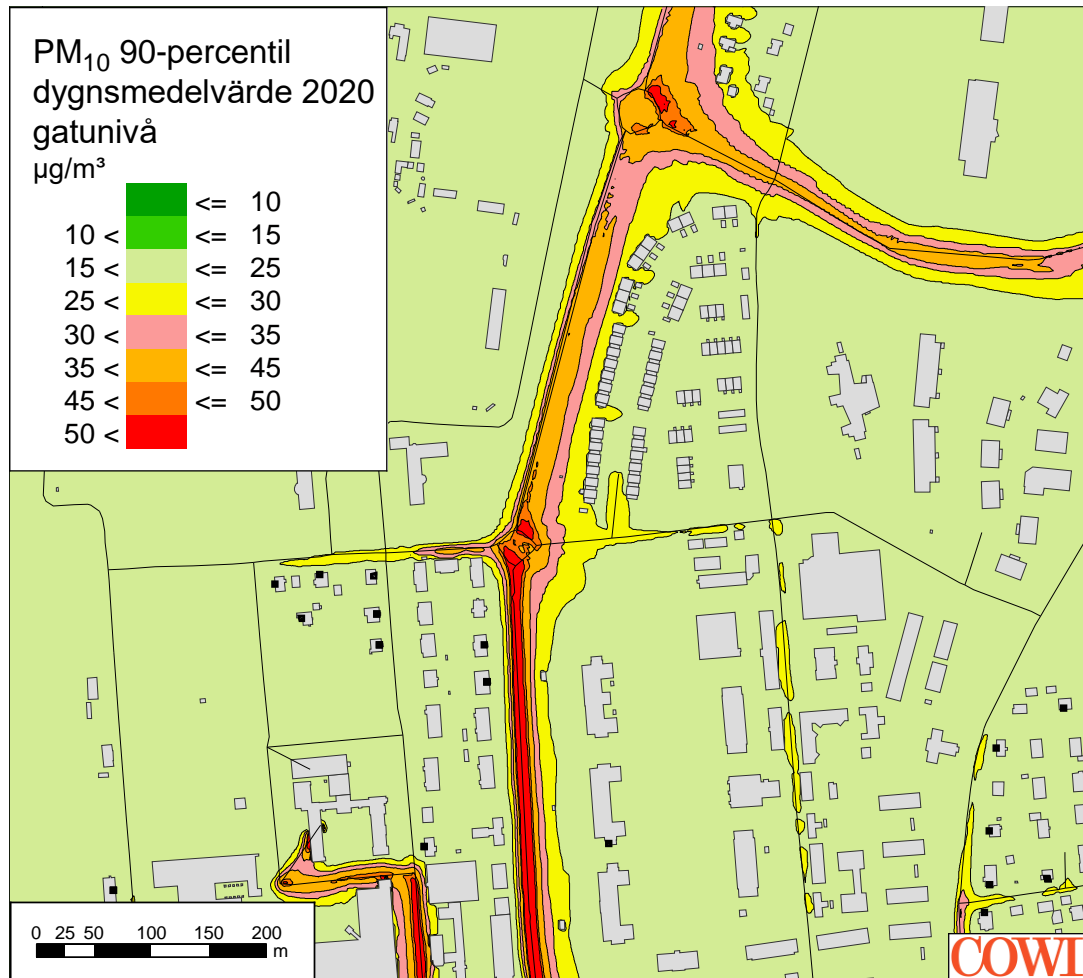
4.3.1 Centrala Östersund norr om Frösöbron

Årsmedelvärdet är högst beräknat till 20-28 µg/m³ i gaturummet längs Rådhusgatan och Kyrkgatan vilket överskrider miljökvalitetsmålet, se Figur 13. Halterna klingar snabbt av med avståndet från gatorna och vägarna och ligger mellan 10 och 15 µg/m³ i många innerstadskvarter. Miljökvalitetsnormen för årsmedelvärdet av PM₁₀ klaras i beräkningsområdet enligt dessa beräkningar.



Figur 13 Årsmedelvärde av partiklar, PM₁₀, spridningsberäknat för år 2020 med Miskam för ett mindre beräkningsområde norr om centrala Östersund. Svarta fyrkanter anger lokalisering av vedeldningskällor.

För 90-percentilen av dygnsmedelvärdena (Figur 14) klaras inte miljö kvalitetsnormen eller övre utvärderingströskeln för Rådhusgatan och den sydligaste delen av Kyrkgatan. Halter i nivå med nedre utvärderingströskeln sprider sig in i kvarteren som är lite mer öppna.



Figur 14 90-percentilen av spridningsberäknade dygnsmedelvärden av partiklar, PM₁₀, beräknat för år 2020 med Miskam för ett mindre beräkningsområde i centrala Östersund, norr om Frösöbron. Svarta fyrkanter anger lokalisering av vedeldningskällor.

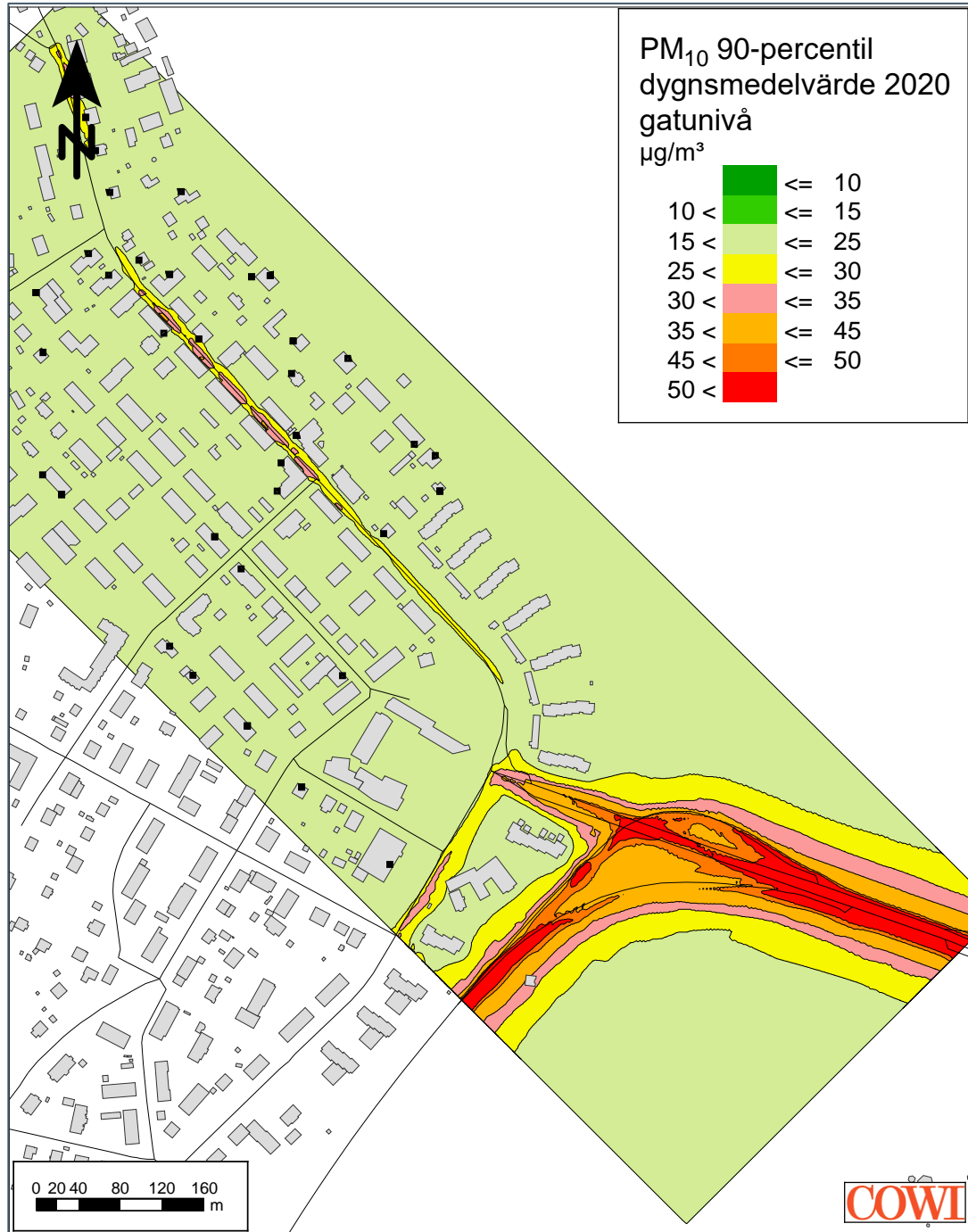
4.3.2 Frösön

För beräkningar i de östligaste delarna av Frösön är årsmedelvärdet (Figur 15) som högst beräknat till 20–28 µg/m³ längs Frösöbron ut till Vallaleden. På Bergsgatan är halten som högst 15 µg/m³ vilket underskrider miljö kvalitetsmålet. Halterna klingar snabbt av med avståndet från gatorna och vägarna och ligger i huvudsak under 10 µg/m³ vid sidan av de större vägarna. Miljö kvalitetsnormen för årsmedelvärdet av PM₁₀ klaras enligt dessa beräkningar.



Figur 15 Årsmedelvärde av partiklar, PM₁₀, spridningsberäknat för år 2020 med Miskam för ett mindre beräkningsområde på Frösön. Svarta fyrkanter anger lokalisering av vedeldningskällor.

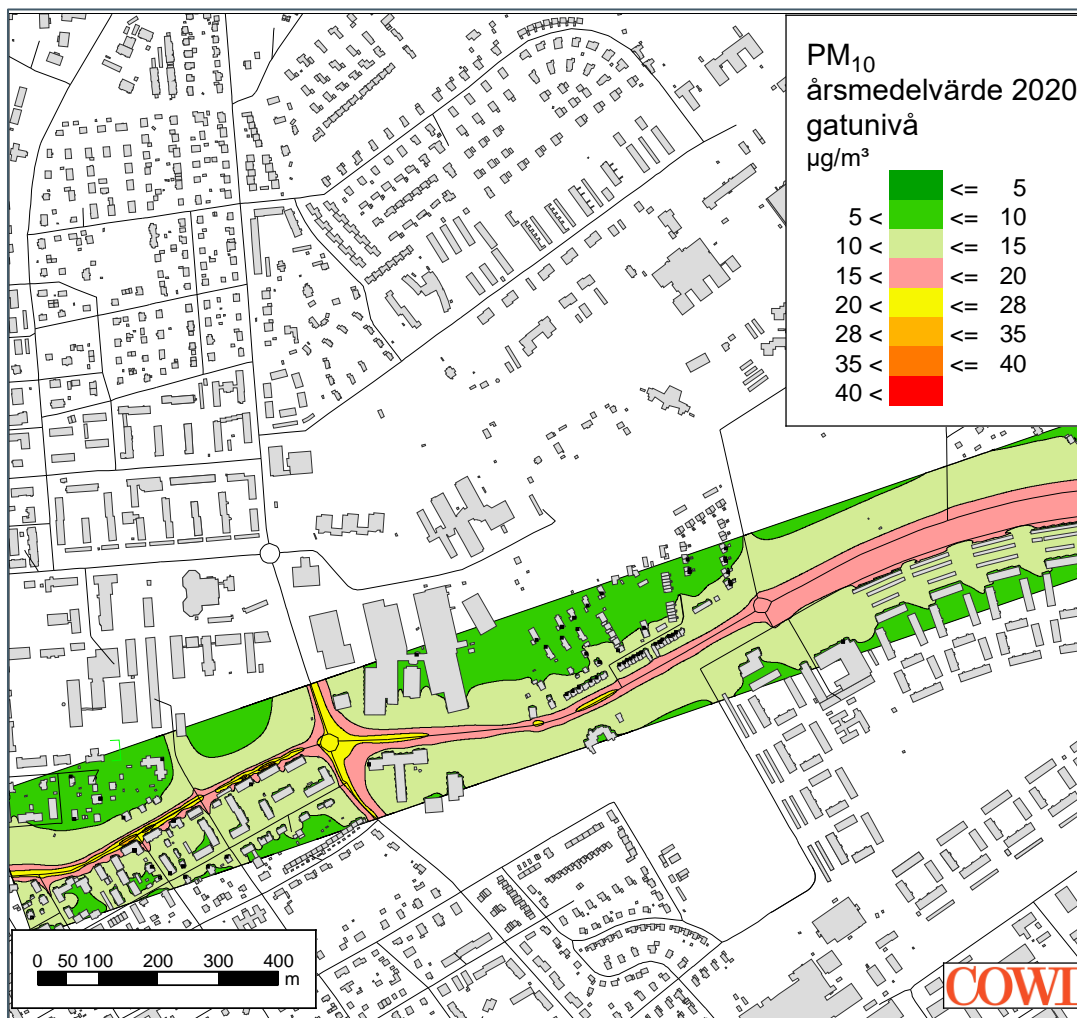
I Figur 16 presenteras 90-percentilen av dygnsmedelvärdena på delar av Frösön. Halterna är höga, över MKN, i anslutning till Frösöbron och Vallaleden. Längs med de tätast bebyggda delarna av Bergsgatan ligger dygnsmedelvärdena mellan 25 och 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



Figur 16 90-percentilen av spridningsberäknade dygnsmedelvärden av partiklar, PM₁₀, beräknat för år 2020 med Miskam för ett mindre beräkningsområde på Frösön. Svarta fyrkanter anger lokalisering av vedeldningskällor.

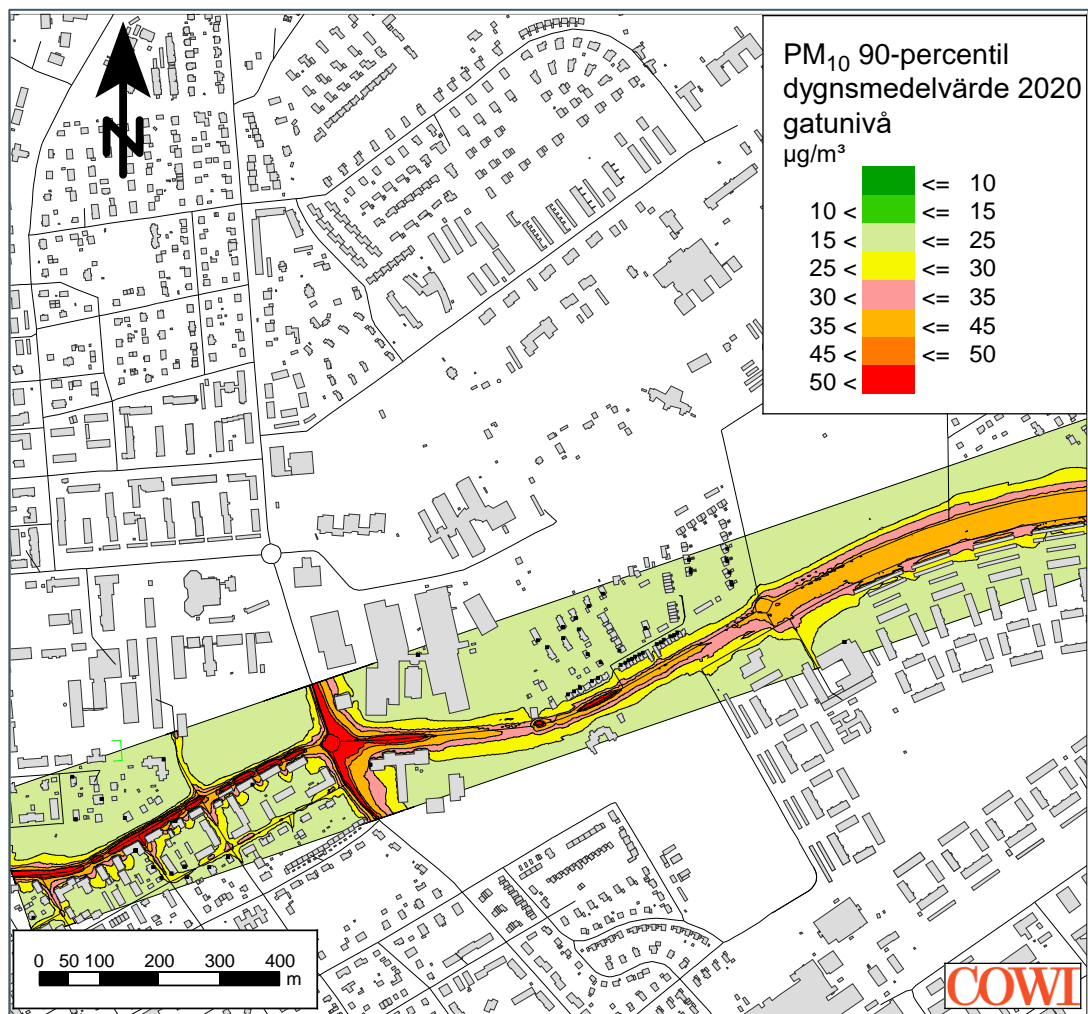
4.3.3 Stuguvägen

Beräkningar utförda längs med Stuguvägen visar att årsmedelvärdet som högst beräknas till 20-28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i den västra delen fram till korsningen med Genvägen/Krondikesvägen. Öster om korsningen är halten som högst 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket underskrider miljö kvalitetsmålet. Miljö kvalitetsnormen för årsmedelvärdet av PM_{10} klaras.



Figur 17 Årsmedelvärde av partiklar, PM_{10} , spridningsberäknat för år 2020 med Miskam för ett mindre beräkningsområde längs Stuguvägen. Svarta fyrkanter anger lokalisering av vedeldningskällor.

För 90-percentilen av dygnsmedelvärdena (Figur 18) beräknas miljö kvalitetsnormen överskridas längs med de i beräkningsområdet västligaste delarna av Stuguvägen och kring korsningen Stuguvägen/Genvägen/Krondikesvägen. Vissa överskridanden syns även norrut på Genvägen mot Biblioteksgatan. På de östra delarna av Stuguvägen underskrids dock MKN. Miljö kvalitetsmålet överskrids dock längs hela vägen.

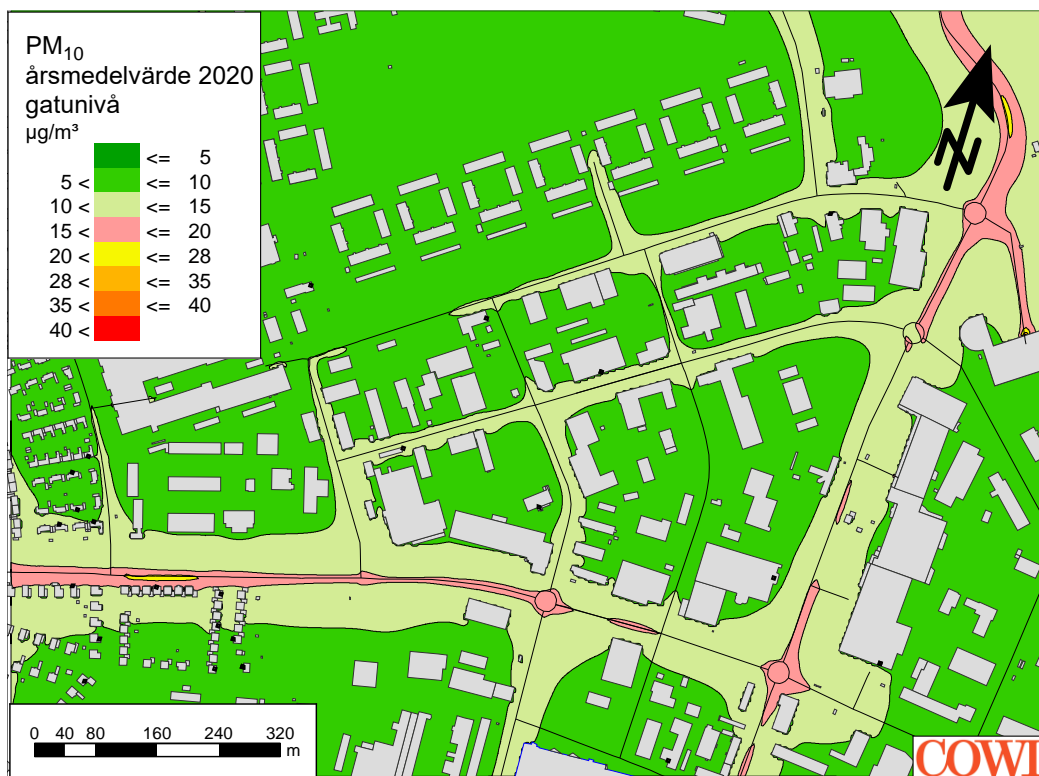


Figur 18 90-percentilen av spridningsberäknade dygnsmedelvärden av partiklar, PM₁₀, beräknat för år 2020 med Miskam för ett mindre beräkningsområde längs Stuguvägen. Svarta fyrkanter anger lokalisering av vedeldningskällor.

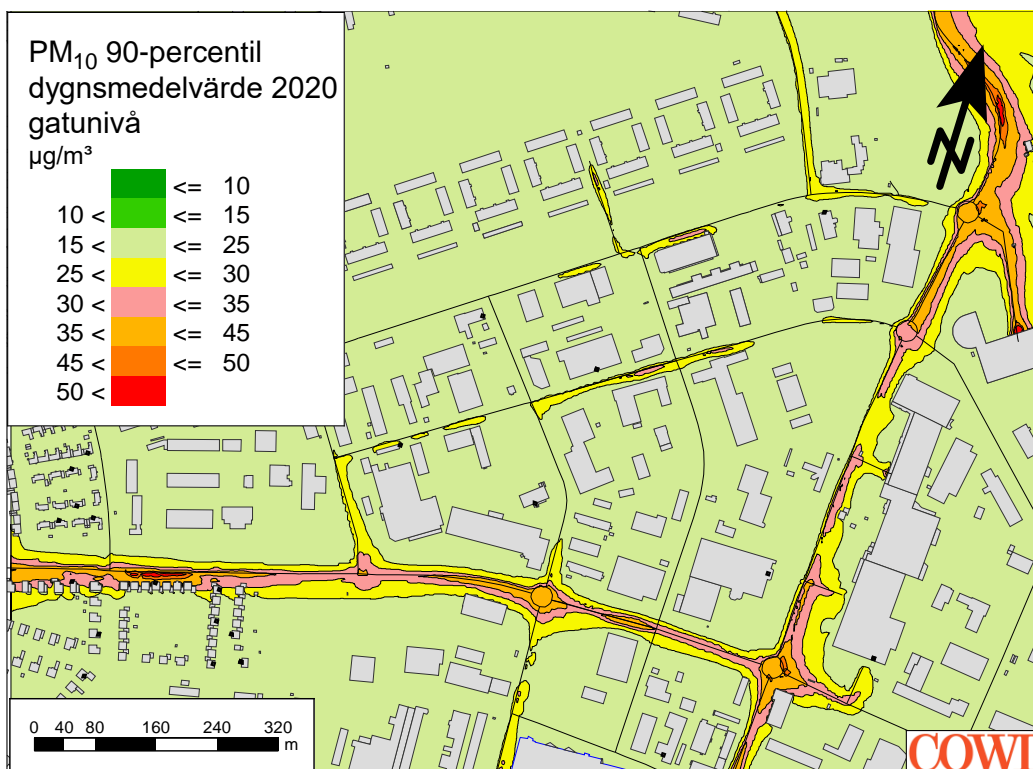
4.3.4 Lillänge

Årsmedelhalterna av PM₁₀ i delar av Lillänge visas i Figur 19. De högsta halterna förekommer vid Hagvägen och dess anslutning till E45 och längs med Fagerbacken västerut. I ett par korta partier når halterna som högst 20-28 µg/m³, vilket innebär att MKN klaras i hela beräkningsområdet. Halterna längs huvuddelen av vägsträckorna ligger under 20 µg/m³. Vid övriga vägar i beräkningsområdet ligger halterna under 15 µg/m³, det vill säga att miljö kvalitetsmålets klaras.

90-percentilen av dygnsmedelvärdena visas i Figur 20. Vid begränsade delar av Hagvägen och Fagerbacken tangeras MKN i körbanan. I övrigt ligger halterna i huvudsak i intervallet 25-35 µg/m³ utmed de mest trafikerade vägarna och under 25 µg/m³ i övriga delar av beräkningsområdet.



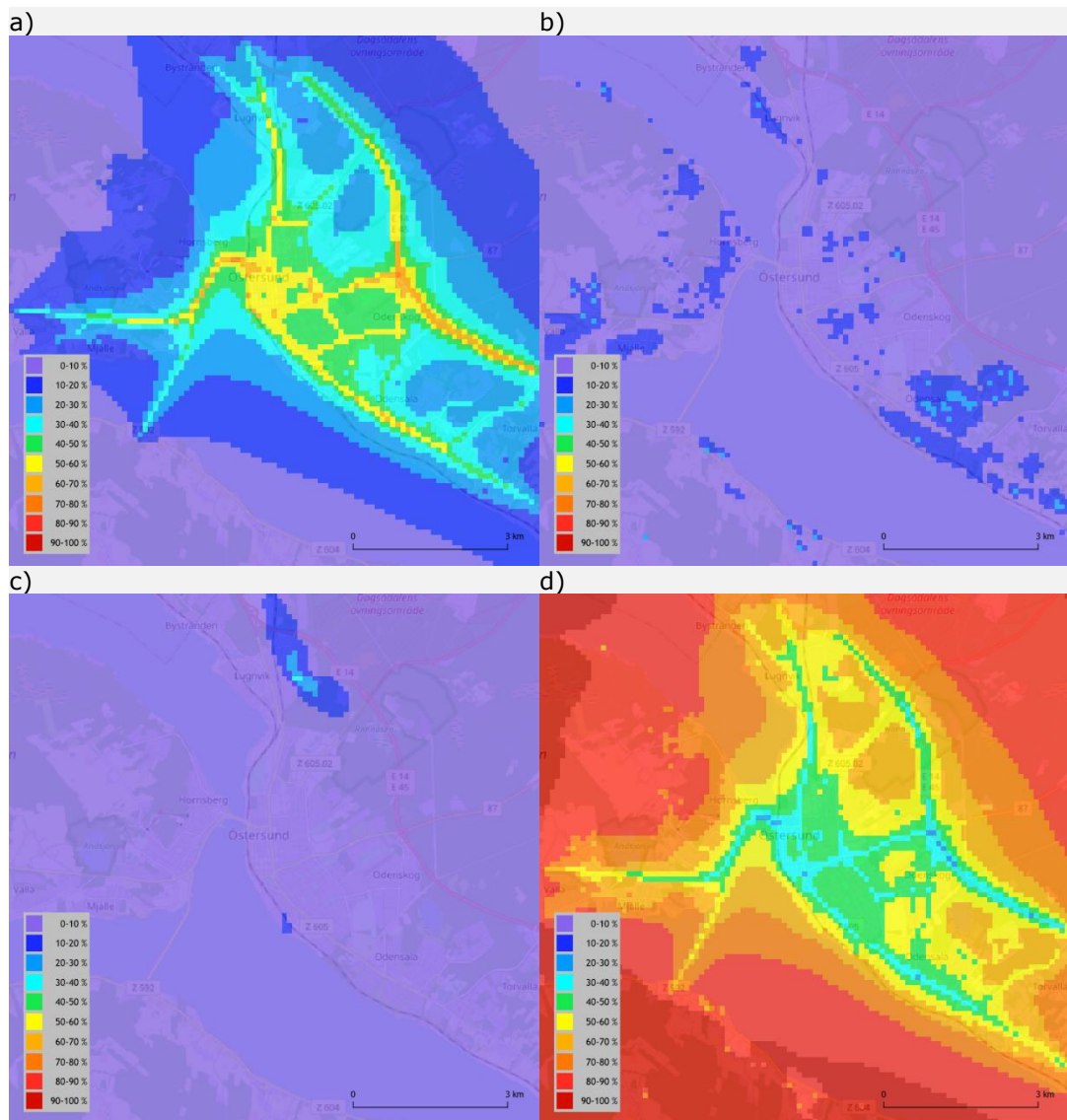
Figur 19 Årsmedelvärde av partiklar, PM₁₀, spridningsberäknat för år 2020 med Miskam för ett mindre beräkningsområde vid Lillänge. Svarta fyrkanter anger lokalisering av vedeldningskällor.



Figur 20 90-percentilen av spridningsberäknade dygnsmedelvärden av partiklar, PM₁₀, beräknat för år 2020 med Miskam för ett mindre beräkningsområde vid Lillänge. Svarta fyrkanter anger lokalisering av vedeldningskällor.

5 Källbidrag av partiklar, PM₁₀

För år 2020 har varje källtyp spridningsberäknats var för sig i TAPM. I Figur 21 visas andelskartor som anger andel av totalhalten som källtypen står för i respektive beräkningsruta. Andelsberäkningarna baseras på den storskaliga beräkningen för årsmedelhalten som ses i Figur 10a.

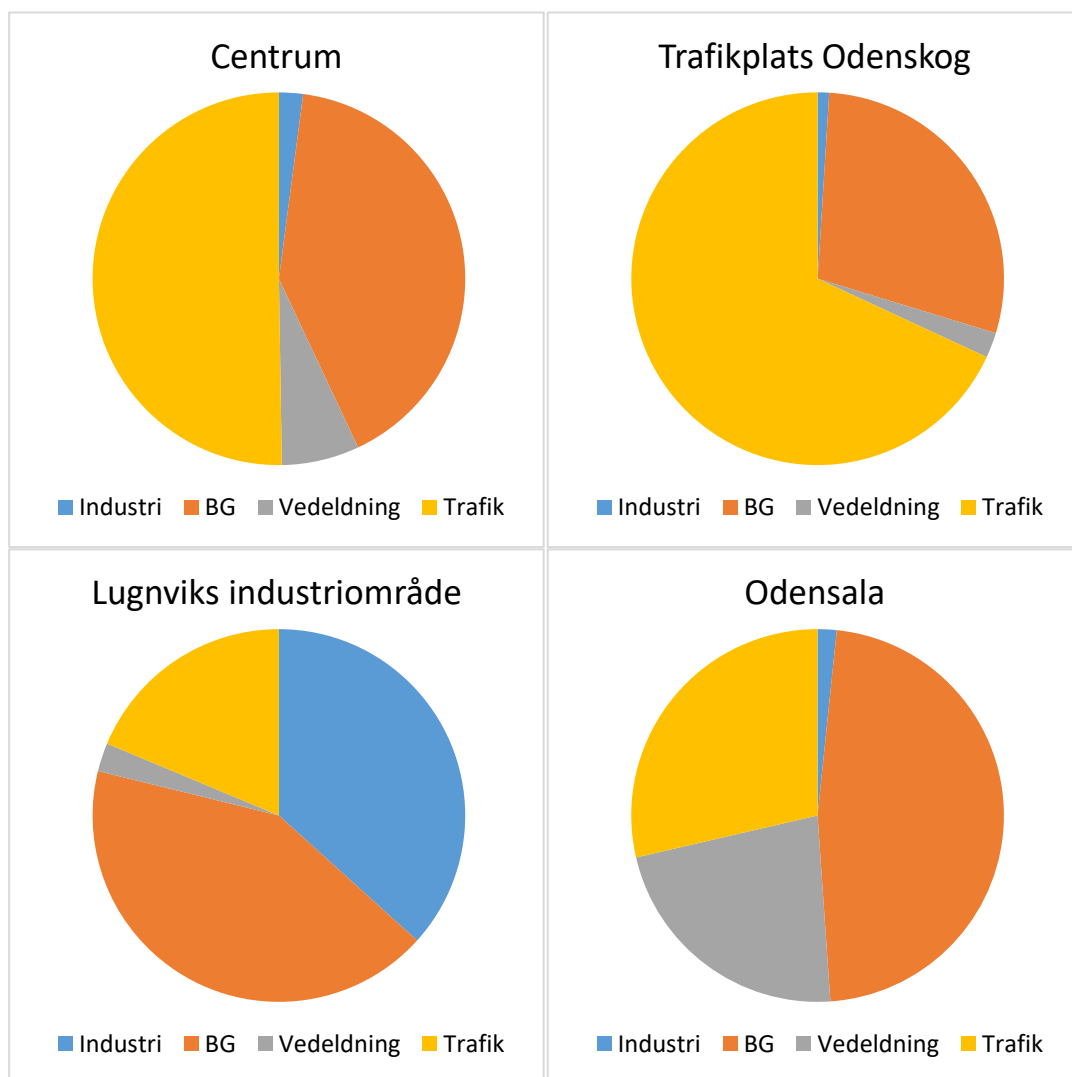


Figur 21 Andelskartor för bidraget till årsmedelvärdet av PM₁₀ från a) trafik, b) vedeldning, c) industri och d) regional bakgrundshalt i TAPM-beräkningen år 2020. Bakgrundskarta: ©OpenStreetMap (2022)

Som framgår av Figur 21 beräknas trafiken bidra med minst 40-50 % av totalhaltarna över centrala Östersund, där det maximala bidraget uppgår till 50-60 % längs de flesta vägar och 60-80 % vid mer hårdtrafikerade områden. Ett par exempel på där vägtrafikens andel är som störst är på Frösöbron och vid Trafikplats Odenskog. Industriernas bidrag till totalhalten av PM₁₀ är i sammanhanget lågt, med ett maximalt bidrag om 40 % i Lugnviks industriområde norr om centrum. Vedeldningens bidrag till totalhalten är litet i de centrala delarna men uppgår som mest till 30 %, i områden med mycket vedeldning, exempelvis i Odensala. I de centrala av delarna Östersund utgörs totalhalten till mellan

30 och 50 % av den regionala bakgrundshalten. I utkanten av beräkningsområdet utgör den regionala bakgrundshalten – ca 3 µg/m³ som årsmedelvärde – majoriteten av totalhalten på grund av avsaknaden av andra källor.

Källbidragsfördelning för årsmedelvärdet av PM₁₀ i de fyra olika områdena Centrum, trafikplats Odenskog, Lugnviks industriområde och Odensala redovisas som cirkeldiagram i Figur 22.



Figur 22 Olika källors andel av totalhalten i fyra punkter i Östersund. BG står för bakgrund.

6 Åtgärder

Nedan presenteras spridningsberäkningar för två olika åtgärdsscenarier; sammanlagda redan planerade åtgärder samt åtgärder avseende färdmålsfördelning. Vidare behandlas åtgärder avseende sandning och dubbdäcksanvändning med emissionsberäkningar och resonemang.

6.1 Planerade åtgärder

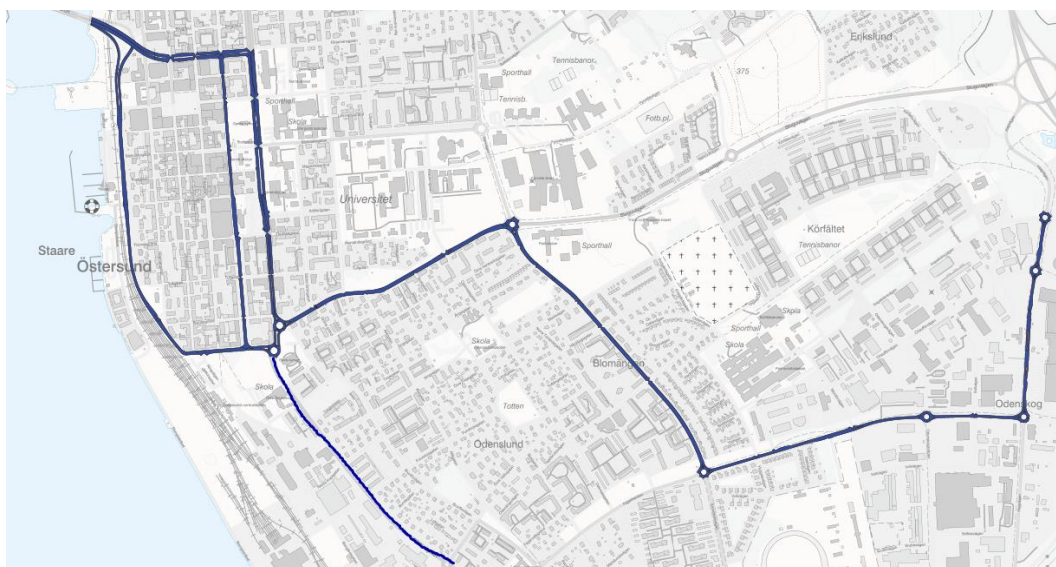
Östersunds kommun har infört och planerar för ytterligare ett antal åtgärder för att få bukt med de höga partikelhalterna. Åtgärder som införts under våren 2022 är:

- > Dammbindande saltning i stället för sandning i mars, april och maj. Natttid till måndag, onsdag och fredag, längs vägar som ses i Figur 23.
- > Våtsopning under samma period som saltning sker. Förmiddag tisdagar och torsdagar, längs vägar som ses i Figur 23.
- > Tidigare upptag av vintersanden. Så fort en sammanhängande period av plusgrader infaller, även om risk för ytterligare snöfall föreligger.

Åtgärder som planeras är:

- > Byte av asfalt som ska minska slitaget med ca 33 %. Bytet planeras längs Rådhusgatan (mellan Hamngatan och Stuguvägen), Kyrkgatan (mellan Hamngatan och Stuguvägen) samt Thoméegränd mellan (Rådhusgatan och Kyrkgatan), eventuellt även Fagerbacken.

För att utvärdera effekten av åtgärderna och som underlag för planeringen av ytterligare åtgärder har spridningsberäkningar genomförts med samtliga åtgärder enligt ovan, men där allt annat är oförändrat.



Figur 23 Gatusträckor som berörs av dammbindande saltning samt våtsopning. Kartunderlag erhållet från Östersunds kommun (2022).

6.1.1 Metod

En ny emissionsfaktor för vägar med damningsdämpande åtgärder räknades ut med Nortrip, med hänsyn till de åtgärder som anges i avsnitt 6.1. Spridningsberäkningar utfördes med Miskam och presenteras i följande avsnitt. För åtgärdsberäkningarna har en analys av antalet exponerade personer och förskolor/skolor i beräkningsområdet för centrala Östersund gjorts.

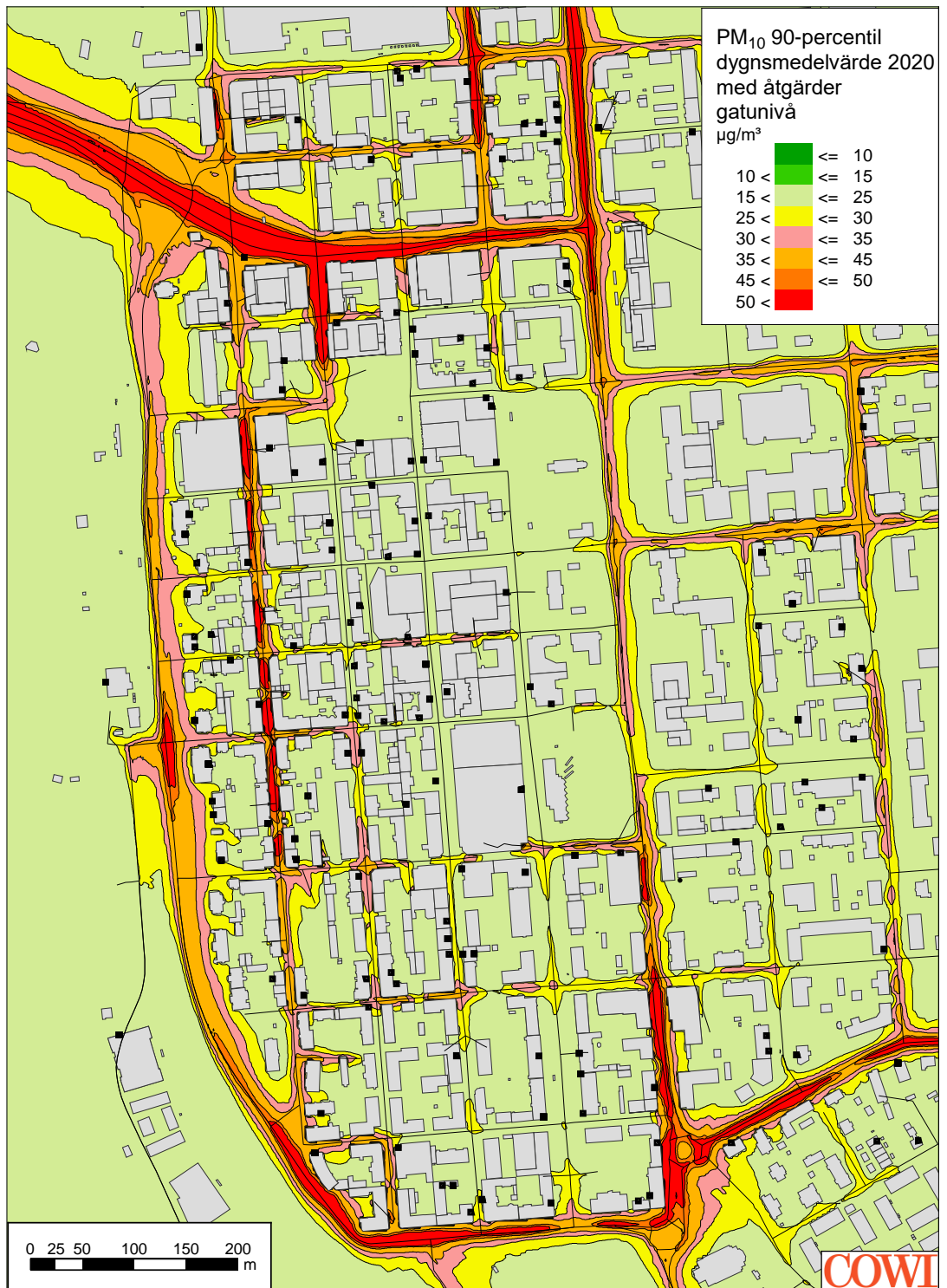
6.1.2 Resultat

I Figur 24 visas årsmedelvärdet för PM₁₀ för beräkningar med damningsdämpande åtgärder. Åtgärderna ger en sänkning av halterna, vilket kan ses längs alla gator där åtgärderna tillämpas. Ytorna med halter över nedre utvärderingströskeln och miljökvalitetsmålet krymper jämfört med beräkningarna utan åtgärder.

En liknande effekt ses i Figur 25 för 90-percentilen av dygnsmedelvärdena med damningsdämpande åtgärder. Längden på gatuavsnitt med halter över miljökvalitetsnormen blir mindre, t.ex. längs med Strandvägens södra del och Grängsgatan. På motsvarande sätt minskar ytor där utvärderingströsklarna och miljökvalitetsmålet överskrids.



Figur 24 Årsmedelvärde av partiklar, PM₁₀, med damningsdämpande åtgärder. Spridningsberäkning för år 2020 med Miskam för beräkningsområdet i centrala Östersund.



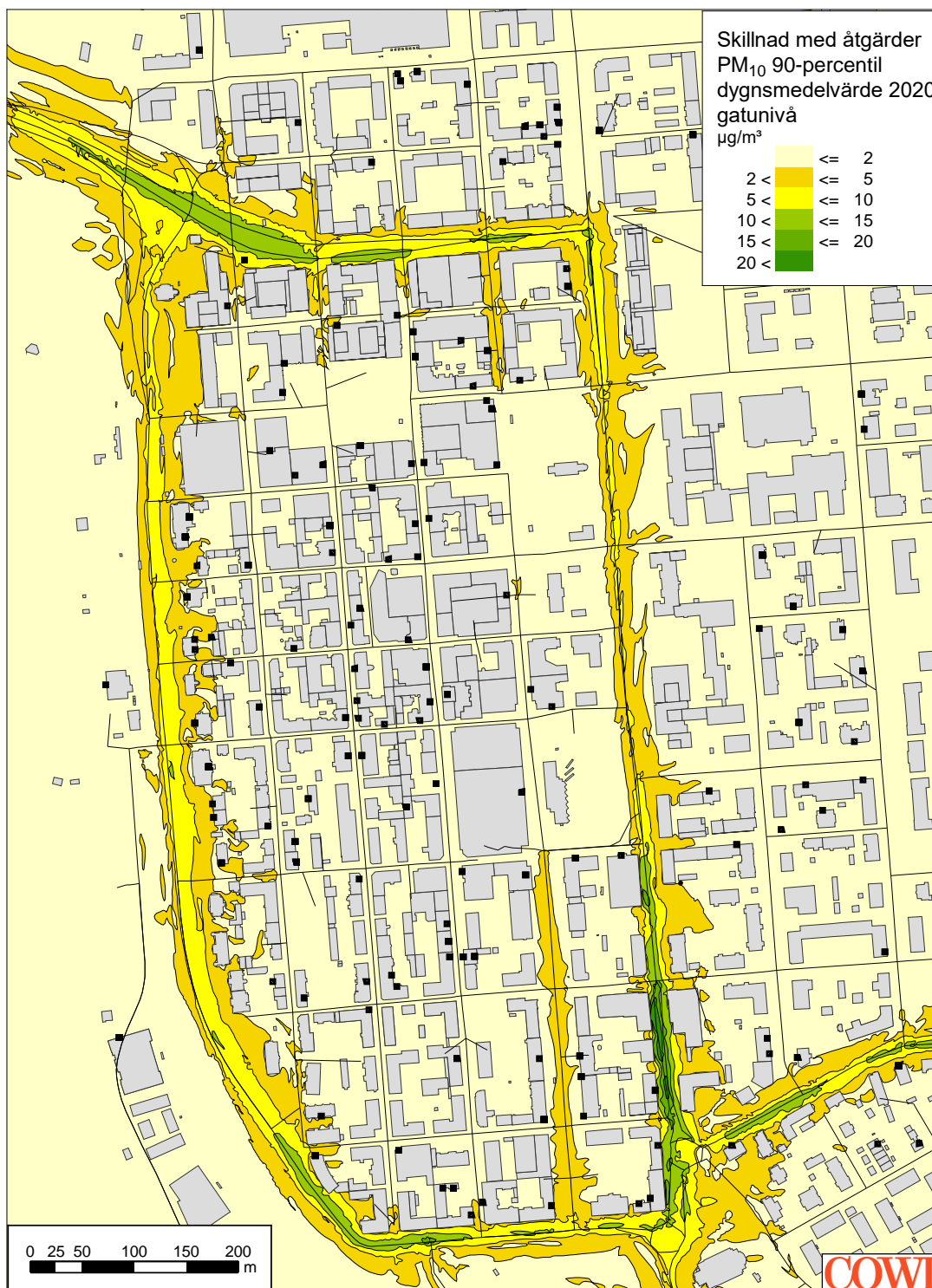
Figur 25 90-percentilen av spridningsberäknade dygnsmedelvärden av partiklar, PM₁₀, med damningsdämpande åtgärder. Beräknat för år 2020 med Miskam för det beräkningsområdet i centrala Östersund.

För att tydligare åskådliggöra åtgärdernas effekt har skillnaden i PM_{10} -halt för beräkningarna med och utan åtgärder tagits fram (se Figur 26 och Figur 27). För årsmedelvärdet är sänkningen som mest uppåt $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vilket syns vid Rådhusgatan strax söder om Tullgatan. I många av de berörda gaturummen ger åtgärderna en sänkning av årsmedelvärdet med $2\text{-}4 \mu\text{g}/\text{m}^3$.



Figur 26 Skillnad mellan beräknat årsmedelvärdet av PM_{10} med respektive utan damningsdämpande åtgärder. Kartan anger storleken på den dämpande effekten.

Åtgärderna ger en tydlig effekt på halterna för 90-percentilen av dygnsmedelvärdena. Här minskar halterna med upp till $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vid Rådhusgatan söder om Tullgatan, och med $10\text{-}15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ längs Frösöbron, Färjemansgatan, södra delen av Strandgatan samt delar av Rådhusgatan, Grängsgatan och Stuguvägen. Längs övriga berörda gator är minskningen upp till $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, förutom längs Kyrkgatan där minskningen är som mest $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.



Figur 27 Skilnad mellan beräknad 90-percentil av dygnsmedelvärdena av PM₁₀ med respektive utan damningsdämpande åtgärder. Kartan anger storleken på den dämpande effekten.

6.1.3 Exponeringsberäkningar, PM₁₀

Exponeringsberäkningar har gjorts även för scenariot med åtgärder, på motsvarande sätt som redovisats i avsnitt 4.2.1 ovan. Resultatet av exponeringsanalys för halterna vid åtgärder presenteras i Tabell 8. I Tabell 9 redovisas skillnaderna i antalet exponerade vid jämförelse av nuläget och åtgärdsscenario. Beräkningarna är utförda för de centrala delarna av Östersund och i båda tabellerna är antalet personer avrundat till närmsta tiotal.

Eftersom halterna av partiklar sjunker med de vidtagna och planerade åtgärderna minskar också antalet exponerade. Med åtgärderna minskar exempelvis antalet personer som exponeras för halter över MKN från 210 till 140 och personer som exponeras för halter över miljökvalitetsmålet går från 620-880 till 530-760 beroende på tidsmått.

Tabell 8 Beräknade exponeringsresultat för boende i centrala Östersund med partikeldämpande åtgärder.

Med åtgärder				
	Årsmedelvärde		90-percentil dygn	
	Halt (µg/m ³)	Antal invånare	Halt (µg/m ³)	Antal invånare
Över MKM	15	530	30	760
Över NUT	20	140	25	1250
Över ÖUT	28	0	35	520
Över MKN	40	0	50	140
Totalt antal invånare	-	6125	-	6125

Tabell 9 Beräknade skillnader i antal exponerade med partikeldämpande åtgärder.

Skillnad med åtgärder				
	Årsmedelvärde		90-percentil dygn	
	Antal invånare	Andel	Antal invånare	Andel
Över MKM	-90	-14 %	-120	-13 %
Över NUT	-80	-38 %	-150	-11 %
Över ÖUT	-10	-100 %	-80	-14 %
Över MKN	0	-	-80	-36 %

6.1.4 Halter vid förskolor och skolor

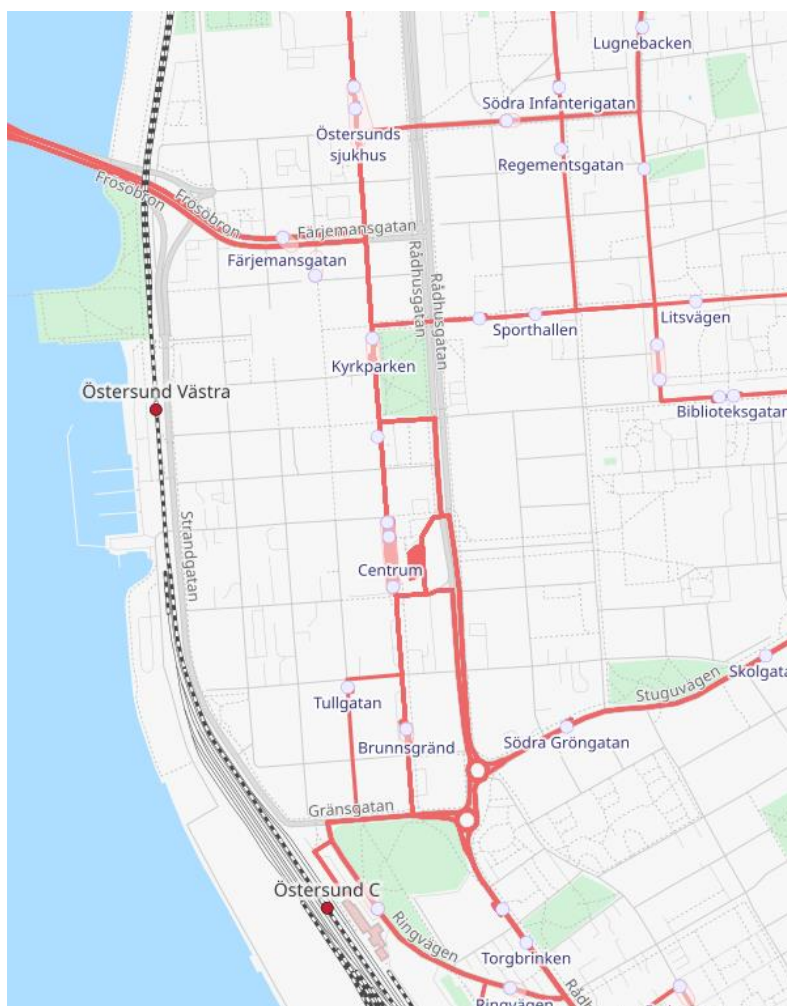
Åtgärdsberäkningarna för årsmedelvärdena visar små eller inga skillnader i haltnivåerna vid de aktuella förskolorna och skolorna. En av de berörda byggnaderna ligger intill en gata på vilken åtgärder vidtas. Där sjunker halterna av PM₁₀ något, och ligger därmed precis i nivå med miljökvalitetsmålet för dygnsmedelvärdena, även om halterna vid fasaden ligger kring NUT.

6.2 Åtgärd justerad färdmedelsfördelning

Östersunds kommun har en målsättning om att färdmedelsfördelningen i Östersunds tätort år 2030 ska ha ändrats till att vara 40 % resor med bil, 20 % med kollektivtrafik och 40 % aktiva transporter, det vill säga cykel och gång (Östersunds kommun 2022). För att nå målsättningen till 2030 krävs en omfördelning av bilresor till både aktiva resor och resor med kollektivtrafik. År 2020 var fördelningen mellan färdmedel 70 % bil, 7 % kollektivtrafik samt 23 % aktiva transporter och annat. För att ta reda på hur det nya färdfördelningsmålet år 2030 kan påverka totalhalten partiklar i området, har därför emissions- och spridningsberäkningar utförts för denna åtgärd.

6.2.1 Metod

Utifrån de trafikunderlag som erhållits har det antagits att 10 % av den tunga trafiken representerar bussar. Detta antagande har bara gjorts på de vägsträckor som i dagsläget trafikeras av bussar, se Figur 28. I övrigt har resterande andel tung trafik antagits vara konstant även i framtiden, medan antal bussar har räknats upp och andel personburna fordon räknats ned med två olika faktorer. Minskningen i personbilstrafiken har antagits vara lika stor, procentuellt sett, på alla gator i centrala Östersund.

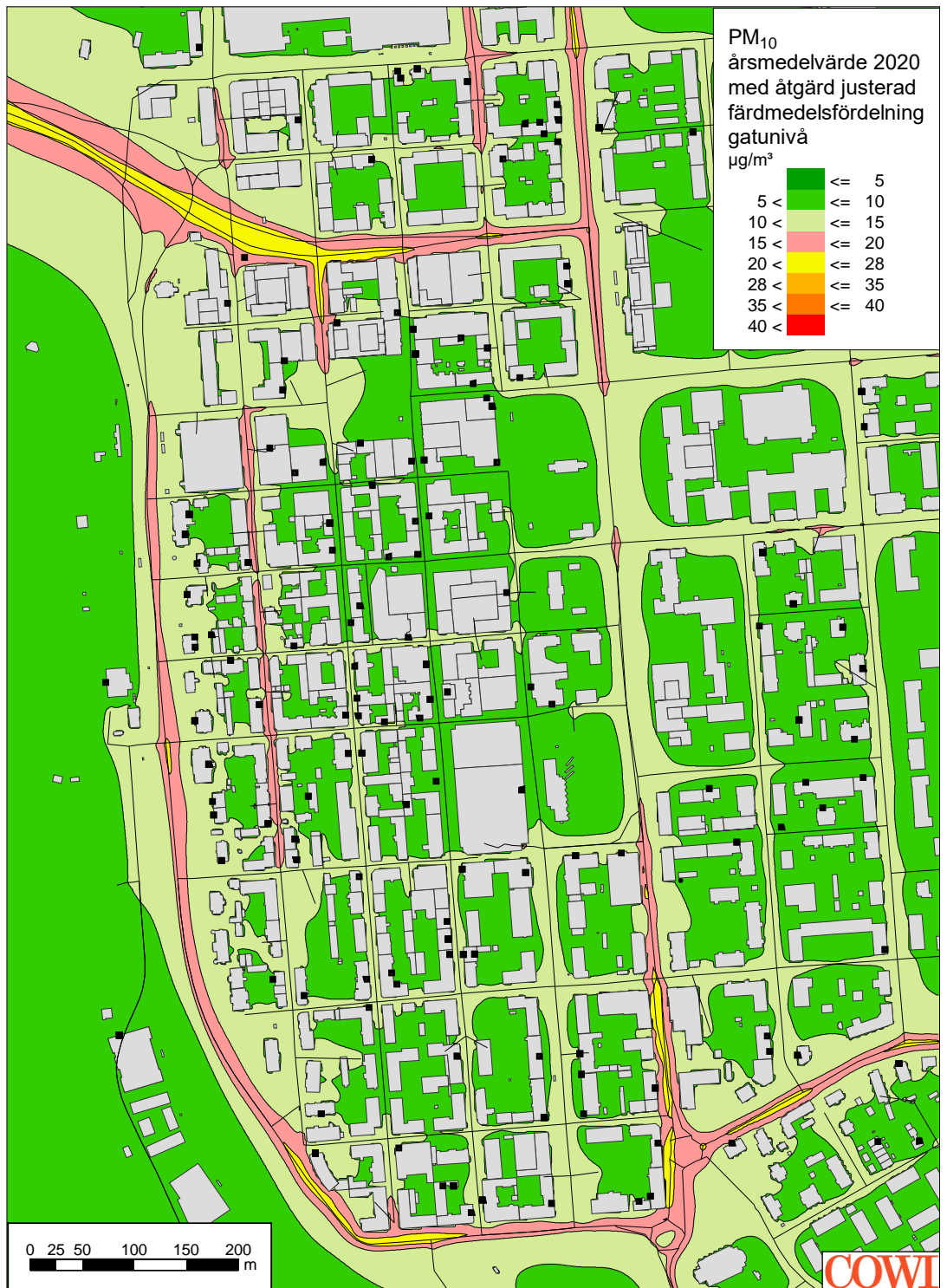


Figur 28 Andelen bussar har justerats på de rödmarkerade vägar som ingår i beräkningsområdet för centrala Östersund. ©OpenStreetMap (2022) transportkarta.

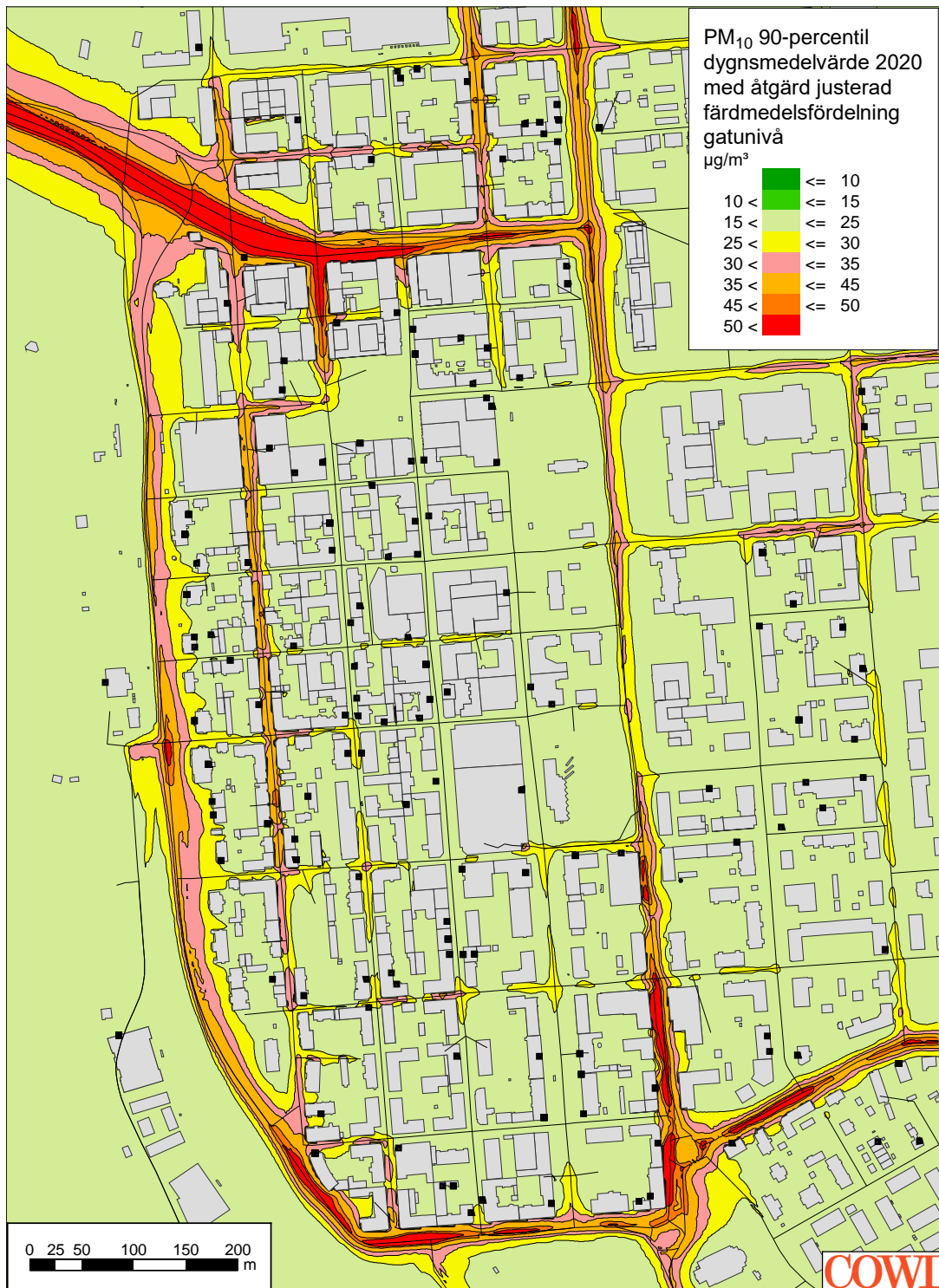
6.2.2 Resultat

Dessa åtgärdsberäkningar har inneburit stora minskningar av biltrafiken i de centrala delarna av Östersund, samtidigt som busstrafiken i vissa stråk antagits öka markant. Årsmedelvärdet av PM₁₀ redovisas i Figur 29. Årsmedelhalterna ligger i detta scenario huvudsakligen mellan 10 och 20 µg/m³ på de mest trafikerade vägarna, även om Frösöbron, delar av Färjemansgatan och Gränsgatan och de trängsta delarna av Rådhusgatan når upp till 28 µg/m³.

Figur 30 visar 90-percentilen av dygnsmedelvärdena i åtgärdsscenarioet. Halterna har generellt minskat men på de vägar och gator som i nuläget har höga halter av PM₁₀, t ex Frösöbron, Färjemansgatan, Strandgatan, Gränsgatan, Rådhusgatan, Stuguvägen beräknas överskridanden av MKN på vissa delar, även med en justerad färdmedelsfördelning. Med den nya trafikammansättningen sjunker dock dygnsmedelvärdena på Kyrkgatan, Köpmangatan och Storgatan till nivåer under MKN.



Figur 29 Årsmedelvärde av partiklar, PM₁₀, med justerad färdmedelsfördelning. Spridningsberäknat för år 2020 med Miskam för beräkningsområdet i centrala Östersund.



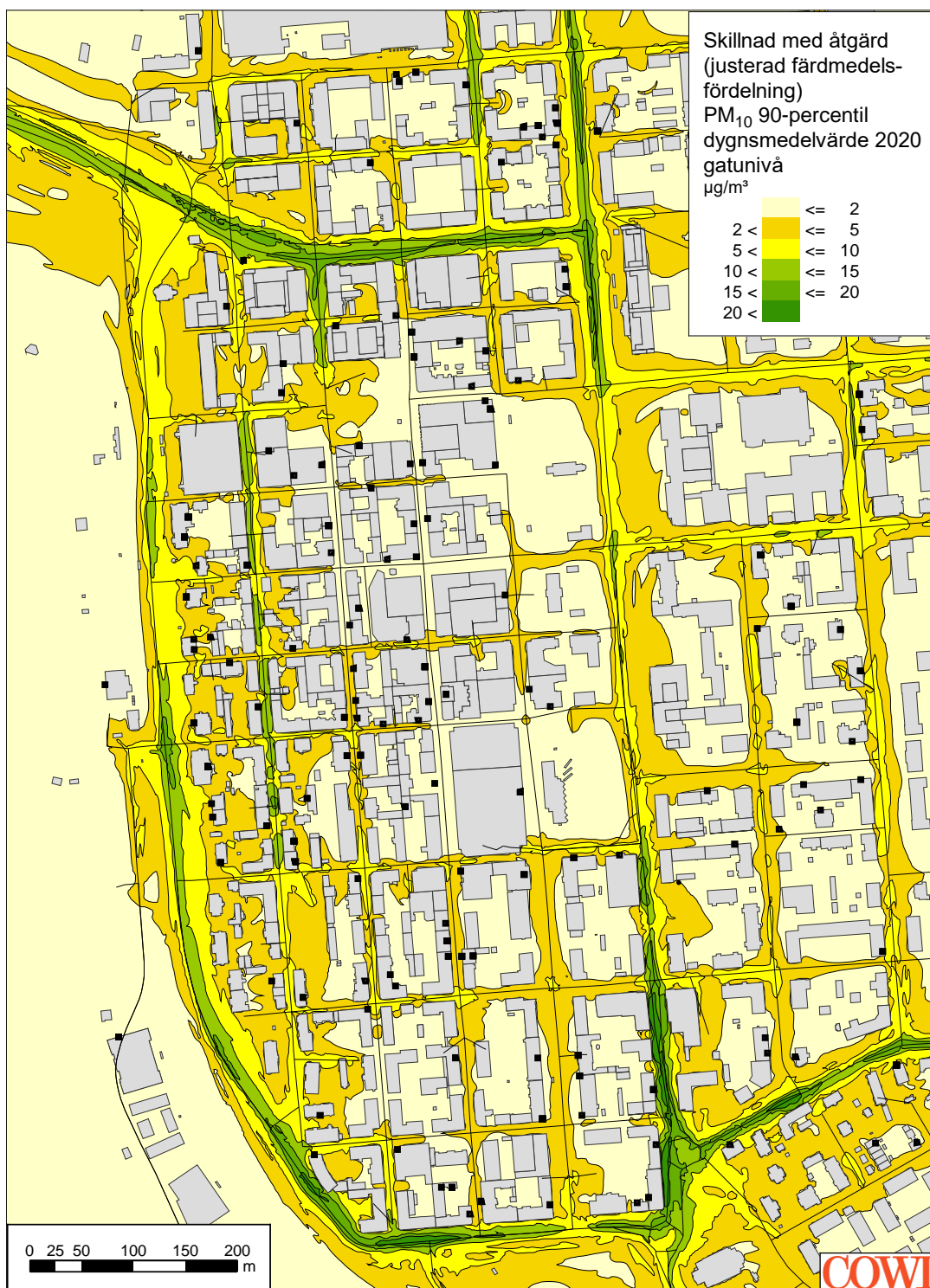
Figur 30 90-percentilen av spridningsberäknade dygnsmedelvärden av partiklar, PM₁₀, med justerad färdmedelsfördelning. Beräknat för år 2020 med Miskam för det beräkningsområdet i centrala Östersund.

I Figur 31 och Figur 32 visas skillnaden i halter gentemot dagsläget för respektive tidsmedelvärde. För årsmedelvärdet minskar halterna med 2-4 µg/m³ på många gator medan minskningen på stråken med högst halter kan överstiga 6 µg/m³. Effekterna av detta åtgärdsscenario märks tydligare för dygnsmedelvärdena. Ett stort antal gator får 2-5 µg/m³ lägre halter av PM₁₀ och på gatorna med högst halter, där Färjemansvägen,

Rådhusgatan, Gränsgatan och Stuguvägen kan nämnas som exempel, minskar halterna med mer än 20 µg/m³ i vissa avsnitt. På Köpmangatan beräknas dygnsmedelvärdet minska med 10-15 µg/m³, vilket leder till att MKN klaras, som nämnts ovan.



Figur 31 Skilnad mellan beräknat årsmedelvärde av PM₁₀ med respektive utan justerad färdmedelsfördelning. Kartan anger storleken på den dämpande effekten.



Figur 32 Skilnad mellan beräknad 90-percentil av dygnsmedelvärdena av PM₁₀ med respektive utan justerad färdmedelsfördelning. Kartan anger storleken på den dämpande effekten.

6.3 Åtgärd sandning

I dagsläget används sand för halkbekämpning i stor utsträckning, särskilt på de gator som trafikeras av kollektivtrafikens bussar. För att studera sandningens bidrag till partikelhalterna har extra emissionsberäkningar gjorts i Nortrip för ett avsnitt på Rådhusgatan. Emissionen består av de olika delarna slitage från vägbana, däck och bromsar i kombination med produktionen av vägdamm, minus eventuell bortförsl. Beräkningar gjordes med samma förutsättningar förutom att sandningen helt ströks i den ena. Dessutom gjordes en beräkning där saltning (i syfte att dammbinda) och sopning lagts till för att vägsträckan inte ska vara helt utan halkbekämpning.

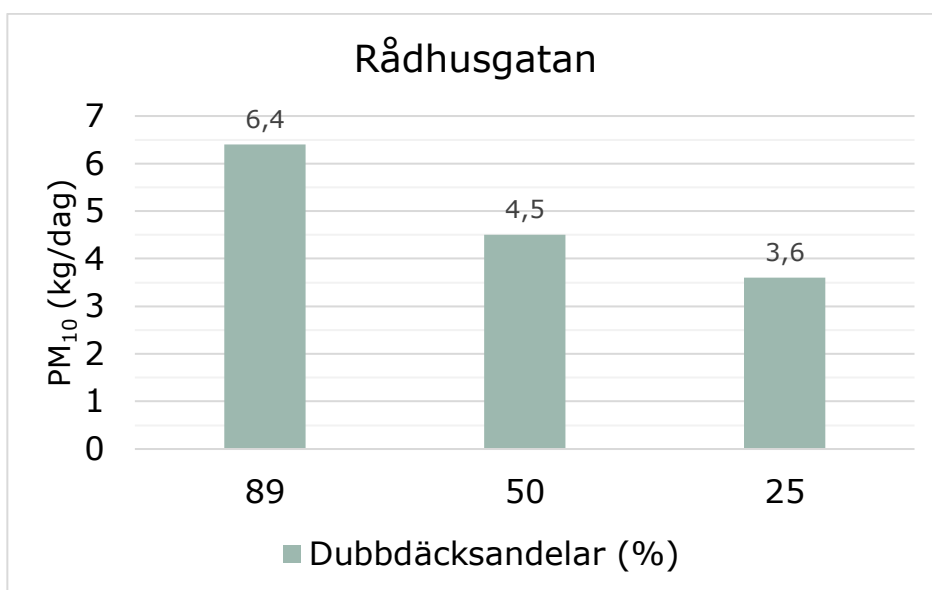
Emissionsfaktorn för den aktuella väglänken minskade med 69 % då sandningen togs bort helt och med 64 % när sandningen ersattes med saltning och sopning. Resultaten visas i Tabell 10.

Tabell 10 Sammanställning av emissionsfaktorer (EF) för PM₁₀ för ett vägvagnsnitt samt sandningens andel av emissionen.

Scenario	EF med sandning (g/km/fordon)	EF utan sandning (g/km/fordon)	Sandningens andel (%)
Sandning	0,228	0,070	69
Saltning och städning	0,178	0,065	64

6.4 Åtgärd dubbdäcksandelar

En annan åtgärd som har undersökts är andelen dubbdäck och dess påverkan på emissionen av PM₁₀. För jämförelse har fordonsflottan på Rådhusgatan undersökts med tre olika dubbdäcksandelar: 89 %, vilket var andelen år 2020 i Östersund (Trafikverket 2020), 50 % och 25 %. Summan av PM₁₀-emissioner längs med hela gatan presenteras i Figur 33 som kg per dag. Jämförelsen visar på att en minskning med dubbdäcksandel från 89 % till 50 % resulterar i en minskning av emissionen från 6,4 kg/dag till 4,5 kg/dag. Det motsvarar en minskning med 30 %. Om dubbdäcksandelen skulle sjunka så lågt som till 25 % skulle emissionen av PM₁₀ längs med Rådhusgatan sjunka till 3,6 kg/dag, vilket motsvarar en minskning med 44 %.



Figur 33 Jämförelse mellan olika dubbdäckersandelars påverkan på PM₁₀-emission på Rådhusgatan (kg/dag). Emissioner är hämtade från HBEFA 4.2 med emissionsfaktorer för år 2020.

7 Slutsatser och diskussion

I denna rapport har resultaten från spridningsberäkningar av partiklar (PM₁₀) i Östersund redovisats. Beräkningarnas syfte har bland annat varit att lokalisera platser i kommunen med höga halter, utöver de platser som redan är kända. Beräkningarna för de centrala delarna av staden är gjorda med en modell som tar hänsyn till bebyggelsen och dess effekter för spridningen av luftföroreningar, och kan därför användas för att studera platserna med högst halter. På Rådhusgatan i centrala Östersund finns kontinuerliga timvisa mätningar av PM₁₀, data från dessa har använts för att kalibrera beräkningarna mot uppmätta halter. De höga halterna i mätningarna och de gaturumbildningar som förekommer har gett högre halter i de mer detaljerade beräkningarna, vilket också var väntat.

Om resultaten

Spridningsberäkningarna för de centrala delarna av Östersund visar på höga halter av PM₁₀ i vissa gaturum. Det talar för att vägtrafiken är en stor källa till partiklar, vilket källbidragsberäkningarna bekräftar.

De högsta halterna i beräkningen ses på Rådhusgatan i höjd med mätstationen. Mätplatsen är således mycket väl vald i syfte att fånga upp höga halter i staden. Rådhusgatan har en tung trafik-andel på 8 % och trafikeras av 12 500 fordon i höjd med mätstationen, och ca 10 500 fordon i höjd med Färjemansgatan.

Höga halter ses i beräkningarna även längs Frösöbron. Trafikflödet över bron är ca 25 000 som ÅDT, med en tung trafik-andel om 8 % och hastighet på 60 km/h. Trafiken över bron ger sannolikt stora utsläpp lokalt. I beräkningarna ingår effekter av topografins öppna läge över Östersundet, dock tas ej hänsyn till brons upphöjda läge, vilket kan innebära att halterna vid Frösöbron är något överskattade. Att de beräknade partikelhalterna avtar med det vinkelräta avståndet från bron visar på att bron ligger i ett öppet läge. Hade samma trafikflöde förekommit i ett stängt gaturum hade halterna varit väsentligt högre.

Beräkningarna visar på höga halter även längs Strandgatan och Grängsgatan. Strandgatan ligger i beräkningsmodellen mycket öppen längs Storsjöns strand. Gatorna är vältrafikerade med ca 12 000 till 16 000 fordon som ÅDT på Strandgatan och 8 000 till 11 000 på Grängsgatan, båda med en tung trafik-andel på 11 %. Om gatorna inte sandas i lika hög utsträckning – dagligen – som beskrivs under avsnitt 3.1.1 kan halterna sannolikt vara något överskattade.

Köpmangatan framträder med höga halter i beräkningen, med längre stråk som överskrider MKN. Köpmangatan har uppåt 6 000 fordon som ÅDT, med en tung trafik-andel på 6 % och en hastighet på 30 km/h. Om gatan inte sandas i lika hög utsträckning – dagligen – som anges i avsnitt 3.1.1 kan halterna sannolikt vara något överskattade, dock omges gatan av uppemot fem våningar höga byggnader och har ett ca 15 meter brett gaturum. Köpmangatan har således ett trångt gaturum, vilket i hög utsträckning kan försämra spridningsförutsättningarna och bidra till höga halter lokalt. Haeger-Eugensson, Andersson, och Kindell (2019) har visat att haltbidraget kan bli uppåt 2,5 gånger högre i ett trångt gaturum än i ett öppnare område med samma utsläpp.

Övriga gator som beräknas få höga halter har även de högre trafikmängd eller andel tunga fordon och/eller trängre gaturum än omgivande gator. Dessa gator är Färjemansgatan

(8 000-13 000 fordon, 6-8 % tung trafik), Stuguvägen (12 000–14 000 fordon inom beräkningsområdet, 8 % tung trafik), Storgatan (8 500 fordon direkt söder om Färjemansgatan, 11 % tung trafik) och Kyrkgatan (norr om Färjemansgatan: 4 000-10 000 fordon, 6 % tung trafik).

I denna reviderade rapport har resultat från spridningsberäkningar med CFD-modellen för fler delar av Östersund presenterats. Urvalet av nya beräkningsområden har gjorts baserat på var höga halter identifierats i de tidigare beräkningarna. De flesta nytillkomna områdena ligger i anslutning till beräkningen för centrala Östersund. Resultaten för de nya beräkningsområdena visar höga dygnsmedelhalter även på t ex norra delen av Kyrkgatan och Rådhusgatan och delar av Stuguvägen. I andra delar av områdena finns det marginal till MKN. Exempel på det är Bergsgatan på Frösön och stora delar av beräkningsområdet i Lillänge.

Östersunds kommun har angett att extra sandning – d.v.s. mer än en gång per dag – inte är ovanligt på Kyrkgatan, för att förbättra väglaget för busstrafiken. Kyrkgatan framträder dock inte med höga PM₁₀-halter i beräkningarna. Den extra sandningen har ej tagits hänsyn till i spridningsberäkningarna, vilket kan medföra en underskattning av beräknade halter på denna gata. Trafikunderlaget anger på Kyrkgatan ca 700 fordon som ÅDT – varav ca 50 tunga fordon – i höjd med busstationen, och ca 3 000 fordon – varav ca 200 tunga fordon – söder om busstationen. Detta är sannolikt en underskattning av den tunga trafiken på gatan, vilket då resulterar i ytterligare underskattning av beräknade halter. Hur stor påverkan den "uteblivna" extra sandningen och den eventuellt underskattade mängden tunga fordon skulle haft är dock svår att kvantifiera. I höjd med mätstationen är dock Kyrkgatans gaturum bredare än Rådhusgatans gaturum, vilket ger utsläppen bättre spridningsförutsättningar jämfört med om de skett i ett mer stängt gaturum.

Haltbidrag från vedeldningen sticker inte ut i beräkningarna. Emissionerna av PM₁₀ från varje enskild skorsten inom det centrala beräkningsområdet är mellan 0,2 och 3 kg/år. Vedeldningens emissioner är tidsberoende, men fördelat över året blir dock emissionerna inte höga de timmar det eldas. Därtill sker mycket bättre spridning av vedeldningens emissioner som i beräkningsmodellen ligger ovanför taknivå, till skillnad från vägtrafikens emissioner som sker strax ovanför markplan.

Att bidraget från industrierna till halterna i marknivå är litet är förväntat, med tanke på att alla anläggningar har relativt höga skorstenar.

Åtgärder

Östersunds kommun har redan initierat ett antal åtgärder – sopning och dammbindning – för att sänka partikelhalterna i centrala staden, och ytterligare åtgärder planeras i form av asfaltsbyte på vissa vägsträckor. De beräkningar som gjorts med en mer intensiv sopning, dammbindning och byte av vägbeläggning visar att 90-percentilen av dygnsmedelvärdena kan sänkas med uppemot 15 µg/m³ på Färjemansgatan och över 20 µg/m³ på Rådhusgatan, intill mätstationen. Då utgångsläget är en uppmätt 90-percentil av dygnsmedelvärdena på 100 µg/m³ (2020) överskrider miljökvalitetsnormen fortfarande på gatorna med högst halter. Att minska spridningen av sand liksom att påskynda upptaget av densamma är en effektiv åtgärd.

Generellt är det bästa sättet att minska på halterna av luftföroreningar att minska på utsläppen. I Östersund är vägtrafiken den mest bidragande faktorn till höga partikelhalter, vilket innebär att åtgärderna för att få ner trafikflödet i de centrala delarna av staden bör prioriteras och påskyndas bland de ytterligare åtgärder som tas till. I denna reviderade rapport har ett åtgärdsscenario som innebär en ändrad färdmedelsfördelning undersökts. I korthet bygger scenariot på kommunens mål för färdmedelsfördelningen år 2030, vilket innebär att andelen bilresor minskar från dagens 70 % till 40 % och att andelen resor med kollektivtrafik ökar från 7 % till 20 %. Justeringen av färdmedel innebär avsevärt färre personbilar, och därmed lägre emissioner från dem, men också avsevärt fler bussar i de centrala delarna av Östersund, vilket innebär högre emissioner och mer uppvirvling från tunga fordon. Beräkningarna är gjorda med ett antal antaganden, såsom att biltrafiken minskar respektive att busstrafiken ökar i direkt relation till de förändrade färdmedelsandelarna. Eftersom information om beläggningsgrad inte funnits tillgänglig finns det en risk för att antalet trafikrörelser under- eller överskattats, vilket sannolikt ger störst påverkan för busstrafiken. Den samlade effekten i detta scenario är minskade halter av PM₁₀, vilket blir särskilt tydligt för 90-percentilen av dygnsmedelvärdena, på gator och vägar med höga halter i nuläget. Trots minskningar med uppemot 20 µg/m³ och däröver, klaras ändå inte MKN på alla gator i centrala Östersund.

I arbetet har särskilda emissionsberäkningar gjorts för att se hur stor inverkan sandningen har på emissionen av PM₁₀. På Rådhusgatan står sandningen och dess följder såsom malningseffekt och uppvirvling för dryga 60 % av emissionen. Beräkningar av partikelemissionen vid ändrad dubbäckandel har också gjorts. Idag ligger dubbäckandelen i Östersund på 89 %. Om andelen skulle minska till 50 % skulle emissionen av partiklar minska med 30 %. I beräkningarna har samma dubbäckandel använts för samtliga trafikslag, vilket kan innebära en överskattning av emissioner i det fall exempelvis kollektivtrafikens bussar kör med dubbfria däck.

Resultaten från emissions- och spridningsberäkningarna talar för att en kombination av åtgärder är det mest kraftfulla. Minskade trafikflöden, lägre dubbäckandel och en förändrad väghållning, med mindre sandning, skulle reducera dagens partikelhalter väsentligt och öka sannolikheten att miljö kvalitetsnormer och -mål klaras i Östersund.

Exponering

Exponeringsberäkningarna har gjorts med en upplösning som motsvarar det rutnät som använts för spridningsberäkningarna i de centrala delarna av Östersund, vilket är 2,5 meter × 2,5 meter. Befolkningsindata för exponeringen har tillhandahållits i 50 meter × 50 meters upplösning, vilken sedan fördelats ut i mindre rutor. Det medför vissa osäkerheter med tanke på att invånarna i Östersund sannolikt inte bor varken exakt i respektive 2,5-metersruta eller i en hel 50-metersruta. Den stora fördelen med exponeringsberäkningarna är dock att antalet exponerade kan jämföras mellan olika scenarier. I nuläget uppskattas 210 personer exponeras för PM₁₀-halter över MKN, medan de planerade och delvis genomförda åtgärderna sänker antalet exponerade till 140 personer.

Osäkerheter

Spridningsberäkningarna för Östersund har gjorts med en meteorologi som beskriver förhållandena år 2020 och de beräknade halterna har jämförts med uppmätta halter för 2020. Det är ett vanligt angreppssätt när nulägesberäkningar utförs. Mätningarna av PM₁₀ på Rådhusgatan under 2021 visar på något lägre halter än det studerade året, även om

MKN fortfarande överskrids. Vid utvärdering av MKN ska halterna som utvärderas vara representativa för de halter som förekommer under ett normalår.

När spridningsberäkningar för framtidsscenarioer görs används ofta en typårsmeteorologi för att utvärdera mot ett normalår eftersom mellanårsvariationer i meteorologi kan ge stora skillnader i uppmätta halter. I denna utredning har dock samma meteorologi använts för nuläges- och åtgärdsberäkningarna, så att de ska kunna jämföras med varandra.

Som tidigare beskrivits har det varit en utmaning att modellera de mycket höga partikelhalter som mätts upp i Östersund. Anpassningar av beräkningsresultaten till mätningarna har gjorts, men i och med det faktum att relevanta mätningar endast gjorts på en plats har samma anpassningar gjorts i hela det mindre beräkningsområdet. Det kan medföra att halterna av PM₁₀ i vissa delar överskattats. Utredningens syfte att visa på områden som är eller kan vara problematiska anses dock vara uppfyllt.

Förslag på vidare arbete

Med tanke på de höga partikelhalterna skulle utökade mätningar i centrala Östersund ge mer information om hur halterna varierar i staden. Idealet vore mätningar med kontinuerliga instrument enligt referensmetoden eller en likvärdig metod. Enklare mätutrustning kan också användas, men då rekommenderas att även utföra en parallell mätning intill ett kontinuerligt instrument för att försäkra sig om att de ger likvärdiga resultat.

Det underlag för trafikflöden som använts i denna utredning har ursprungligen tagits fram för ett antal år sedan för andra syften. För att på effektivast möjliga vis kunna planera åtgärder och insatser för att förbättra luftkvaliteten i Östersund skulle det vara värdefullt att revidera befintligt material eller göra en ny trafikutredning för kommunens baserat på aktuella trafikmätningar och -prognoser. I en sådan utredning bör busstrafiken redovisas för sig och inte som en del av den tunga trafiken.

8 Referenser

- ©OpenStreetMap. 2022. Hämtad 02 maj 2022 (<https://www.openstreetmap.org/>).
- 2008/50/EG, European Union. 2015. *Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on Ambient Air Quality and Cleaner Air for Europe*.
- COWI, och VTI. 2018. *Damning och buller vid byggarbetsplatser. FUD-Projekt Trafikverket*. A088517.
- Datavårdskap luft SMHI. 2022. "Datavårdskap luft". Hämtad 24 maj 2022 (<https://datavardluft.smhi.se/portal/>).
- Haeger-Eugensson, Marie, Stefan Andersson, och Sven Kindell. 2019. *Modellering av luftkvalitet i markplan i tätbebyggda områden - Jämförelse mellan en CFD- och OSM-modell samt två Gaussiska modeller*. C124. ISSN 1400-383X. University of Gothenburg.
- INFRAS. 2022. "HBEFA". *HBEFA - Handbook Emission Factors for Road Transport*. Hämtad 02 mars 2022 (<https://www.hbefa.net/e/index.html>).
- Naturvårdsverket. 2019. *Luftguiden: handbok om miljö kvalitetsnormer för utomhusluft*.
- Naturvårdsverket. 2020. "Så fungerar arbetet med Sveriges miljömål - Sveriges miljömål". Hämtad 02 februari 2022 (<https://www.sverigesmiljomal.se/sa-fungerar-arbetet-med-sveriges-miljomal/>).
- NILU. 2012. "NORTRIP". *Norsk institutt for luftforskning*. Hämtad 03 mars 2022 (<https://www.nilu.no/nyhetsarkiv/>).
- Omstedt, Gunnar, Stefan Andersson, Cecilia Bennet, Robert Bergström, Lars Gidhagen, Christer Johansson, och Karin Persson. 2010. *Kartläggning av partiklar i Sverige - halter, källbidrag och kunskapsluckor*. 144. Norrköping: SMHI.
- Riksdagsförvaltningen. 2010. "Luftkvalitetsförordning, SFS 2010:477 Svensk författningssamling 2010:2010:477 t.o.m. SFS 2020:822 - Riksdagen". Hämtad 03 december 2021 (https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/luftkvalitetsforordning-2010477_sfs-2010-477).
- Riksdagsförvaltningen. u.å. "Miljöbalk (1998:808) Svensk författningssamling 1998:1998:808 t.o.m. SFS 2022:788 - Riksdagen". Hämtad (https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/miljobalk-1998808_sfs-1998-808).
- Trafikverket. 2020. "Undersökning av däcktyp i Sverige - Vintern 2020 (januari-mars)". Hämtad 07 februari 2022 (https://trafikverket.ineko.se/Files/sv-SE/82866/Ineko.Product.RelatedFiles/2020_160_undersokning_av_dacktyp_i_sverige_vintern_2020.pdf).
- WSP. 2015. *Trafikarbetet i Sverige - Fördelning över väghållare, trafikmiljöer och trafiksituationer. - Underlag för emissionsberäkningar i HBEFA-modellen*. 2015:1018451.
- Östersund kommun. 2022. *Miljöredovisning 2021 Östersund kommun*.

Östersund kommun, och Helena Jansson. 2021. *Objektiv skattning av luftkvaliteten i Östersunds kommun 2020*.

Östersunds Kommun. 2022. "Miljöledningssystem". Hämtad 21 juni 2022 (<https://www.ostersund.se/bygga-bo-och-miljo/klimat-och-miljo/miljolednings-system.html>).

Bilaga A Beräkningsmodellen TAPM

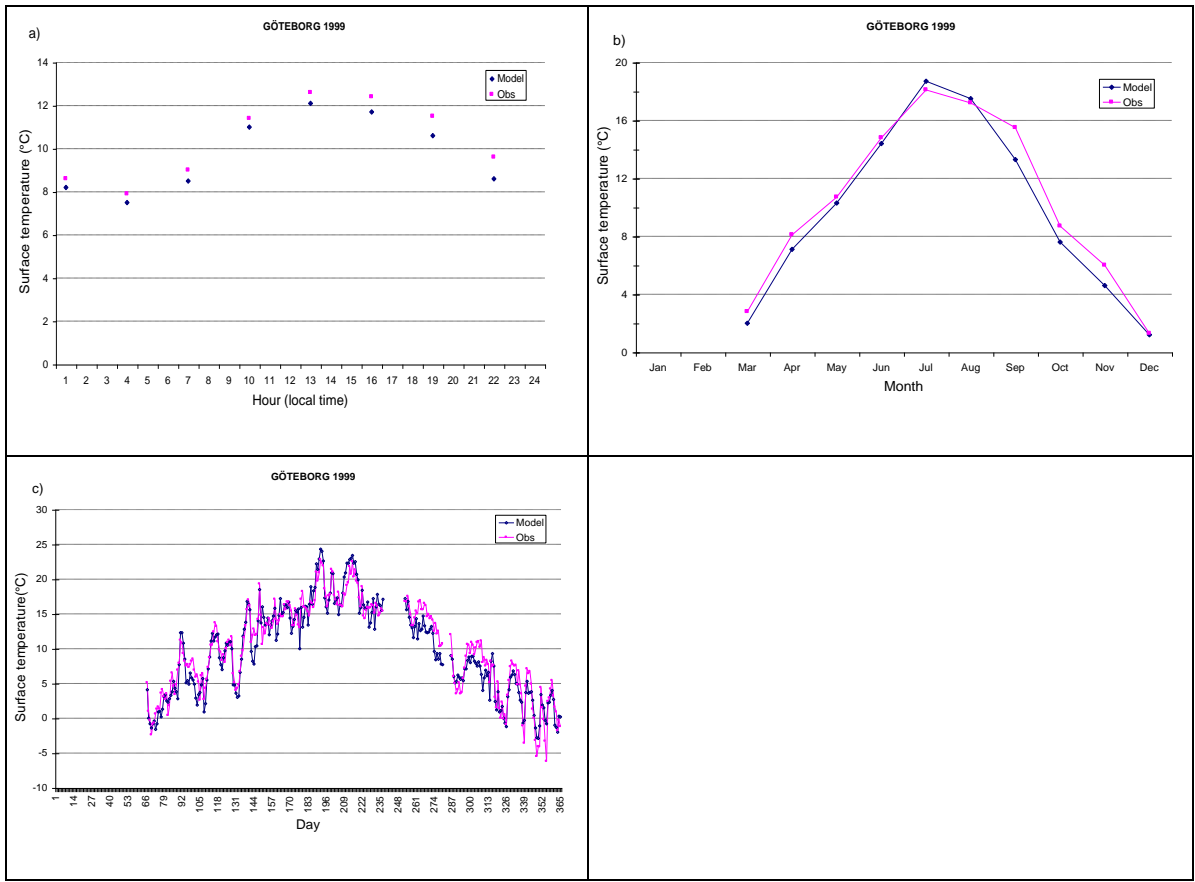
För framtagandet av meteorologiska indata samt de storskaliga spridningsberäkningarna har TAPM (The Air Pollution Model) används, vilket är en så kallad prognostisk modell, utvecklad av CSIRO i Australien. För beräkningarna i TAPM behövs indata i form av meteorologi från storskaliga synoptiska väderdata, topografi, markbeskaffenhet indelat i 31 olika klasser (t.ex. is/snö, hav olika tätortsklasser m.m.), jordart havstemperatur, markfuktighet mm. Topografi, jordart och markanvändning finns automatiskt inlagd i modellens databas med en upplösning av ca 300 × 300 m men kan förbättras ytterligare genom utbyte till lokala data. Utifrån den storskaliga synoptiska meteorologin simulerar TAPM den marknära lokalspecifika meteorologin ner till en skala av ca 300 × 300 m utan att behöva använda platsspecifika meteorologiska observationer. Modellen kan utifrån detta beräkna ett tredimensionellt vindflöde från marken upp till ca 8000 m höjd, lokala vindflöden så som sjö- och landbris, terränginducerade flöden (t.ex. runt berg), omlandsbris samt kalluftsflöden mot bakgrund av den storskaliga meteorologin. Även luftens skiktning, temperatur, luftfuktighet, nederbörd m.m. beräknas horisontellt och vertikalt.

Med utgångspunkt i den beräknade meteorologin beräknas halter för olika föroreningsparametrar timme för timme där första timmen även utgör indata till nästkommande timme o.s.v. I spridningsberäkningarna inkluderas, förutom dispersion, även kemisk omvandling av SO₂ och partikelbildning, fotokemiska reaktioner, däribland NO_x, O₃ och kolväte i gasfas, samt våt- och torrdeposition. I spridningsberäkningarna kan både punkt, linje- och areakällor behandlas. Resultatet av spridning av föroreningar såväl som meteorologin presenteras dels i form av kartor, dels i form av diagram och tabeller både som årsmedelvärden och olika percentiler (dygn respektive timmedelvärden).

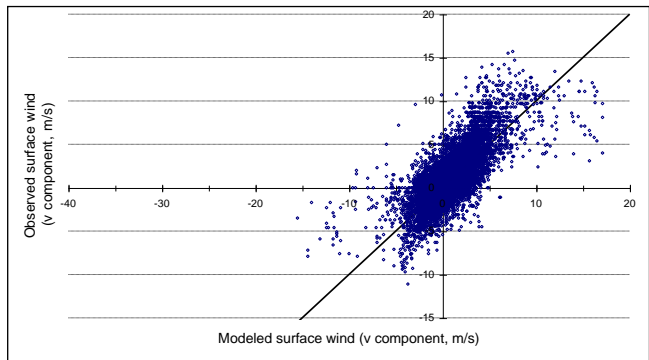
Modellen har validerats i både Australien och USA, och IVL har också genomfört valideringar för svenska förhållanden dels i södra Sverige¹. Resultaten visar på mycket god överensstämmelse mellan modellerade och uppmätta värden. Mer detaljer om modellen kan erhållas via www.dar.csiro.au/TAPM.

I Chen m.fl, (2002) gjordes även en jämförelse mellan uppmätta (med TAPM) och beräknade parametrar. I Figur A.1 presenteras jämförelsen av temperatur i olika tidsupplösning. I Figur A.2 presenteras en jämförelse mellan uppmätt och beräknad vindhastighet vid Säve. Jämförelse mellan uppmätta och modellerade ozon- och NO₂-halter har genomförts i Australien (se Figur A.3)

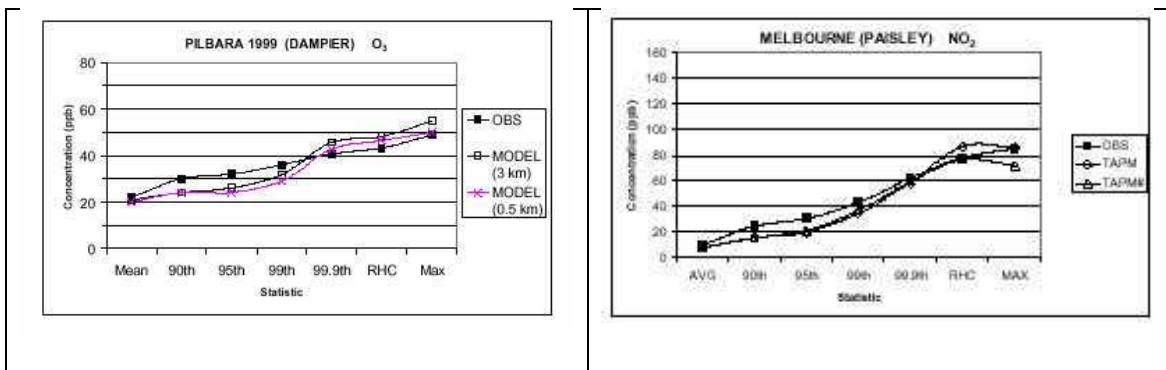
¹ Chen m.fl. 2002, IVL-rapport L02/51 "Application of TAPM in Swedish West Coast: validation during 1999-2000"



Figur A.1. Uppmått och modellerad lufttemperatur i Göteborg för 1999 (a) timvariation; (b) säsong variation; (c) dygnsvariation.



Figur A.2. Uppmått och beräknad vindhastighet vid Säve 1999.



Figur A.3 Uppmätta och beräknade halter av O₃ och NO₂ i Australien, gridupplösning 3×3 km.

Bilaga B Beräkningsmodellen Miskam

Miskam står för Microscale Climate and Dispersion Model. Miskam är en av de idag mest sofistikerade modellerna för beräkning av spridning avseende luftföroreningar i mikroskala. Det är en tredimensionell dispersionsmodell som kan beräkna vind- och haltfördelningen med hög upplösning i allt från gaturum och vägavsnitt till kvarter eller delar av städer eller för mindre städer. Det tredimensionella strömningsmönstret runt bl.a. byggnader beräknas genom tredimensionella rörelseekvationer. Modellen tar även hänsyn till horisontell transport (advektion), sedimentation och deposition samt effekten av vegetation och s.k. underflow, dvs. effekten av vindmönster under t.ex. broar/viadukter. Föroreningskällorna kan beskrivas som punkt-, linje- eller ytkällor.

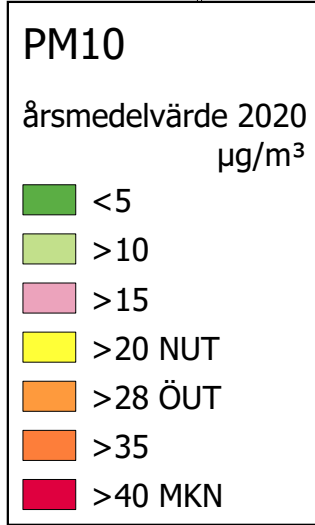
Modellen simulerar ett tredimensionellt vindfält över beräkningsområdet varför t.ex. turbulens runt hus samt s.k. trafikinducerad turbulens och därmed marknära strömningsförhållanden återges på ett realistiskt sätt. Denna typ av modell lämpar sig därmed väl även för beräkningar inom tätbebyggda områden där beräkning av haltnivåer ner i markplan skall utföras.

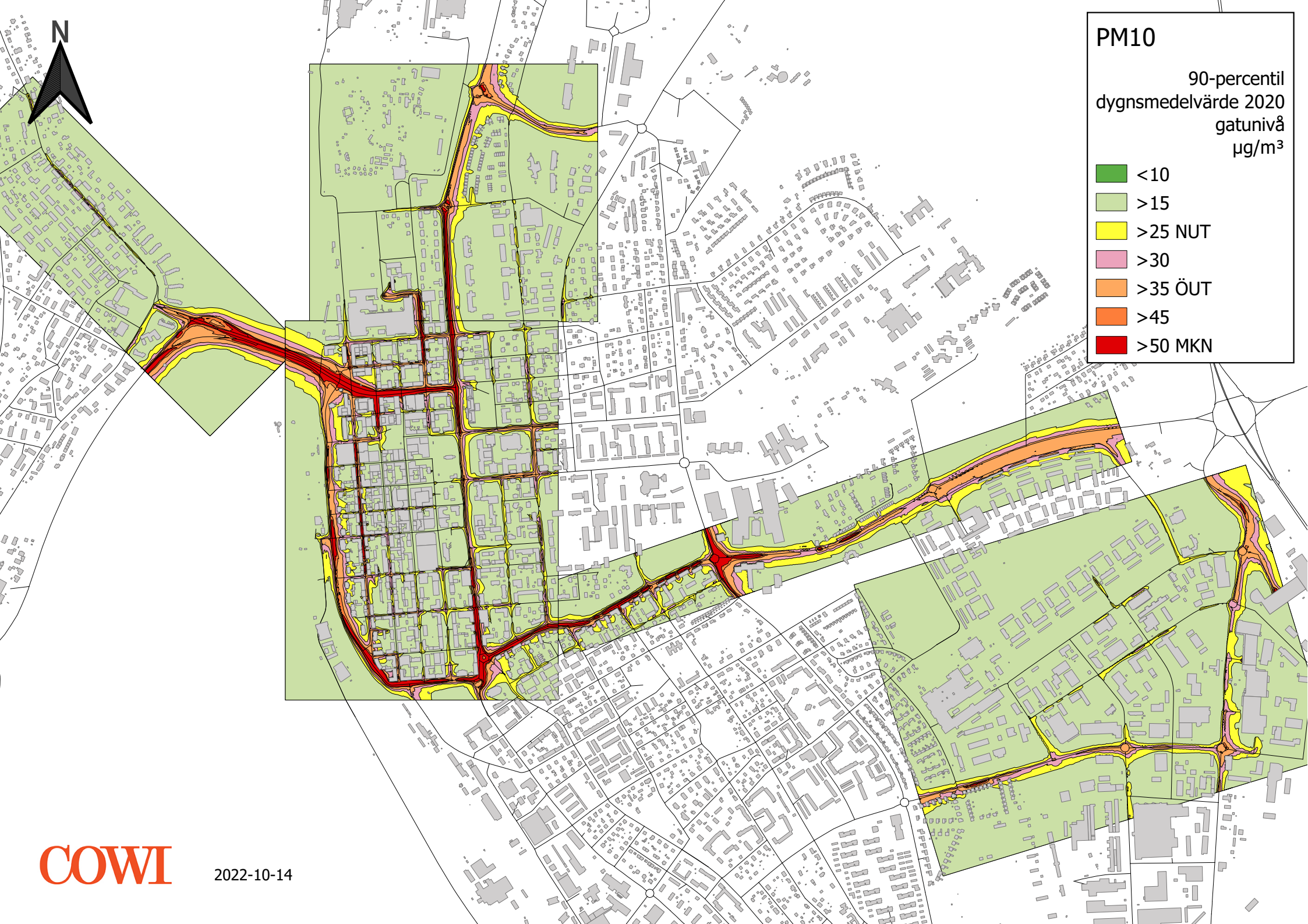
Miskam är speciellt anpassad för planprocesser vid nya vägdragningar eller nybyggnation i urbana områden. Modellen är utvecklad av Institute for Atmospheric Physics vid Johannes Gutenberg-universitetet i Mainz.

Bilaga C Resultat spridningsberäkningar med CFD-modellen

I denna bilaga redovisas alla spridningsberäkningar som gjorts för nuläget i CFD-modellen. De olika delområdena kallas centrala Östersund, centrala Östersund norr om Frösöbron, Frösön, Stuguvägen och Lillänge.

I Figur C.1 redovisas årsmedelvärdet av PM_{10} och i Figur C.2 visas 90-percentilen av dygnsmedelvärdena.





PM10

90-percentil
dygnsmedelvärde 2020
gatunivå
µg/m³

- <10
- >15
- >25 NUT
- >30
- >35 ÖT
- >45
- >50 MKN

