

NOVEMBER 2022
LERUM KOMMUN

LUFTUTREDNING FÖR DETALJPLAN ASPEN STRAND



NOVEMBER 2022
LERUM KOMMUN

LUFTUTREDNING FÖR DETALJPLAN ASPEN STRAND

PROJEKTNR.
A127487

DOKUMENTNR.
A127487-4-02-1-01-RAP-003

VERSION
1.1

UTGIVNINGSDATUM
2022-11-14

BESKRIVNING
Luftutredning för detaljplan
Aspen Strand

UTARBETAD
Gabiella Villamor
Sara Jäger
Helen Nygren

GRANSKAD
Marie Haeger-
Eugensson

GODKÄND
Marie Haeger-
Eugensson

INNEHÅLL

Sammanfattning	7	
1	Inledning och syfte	8
1.1	Bedömningsgrunder	8
1.2	Luftkvaliteten i Lerum	11
2	Metod	12
2.1	Beräkningsscenarier	12
2.2	Framtida utformning av området	12
2.3	Utsläpp från trafik	13
2.4	Utsläpp från fjärrvärmeverket i Lerum	18
2.5	Spridningsberäkningar	19
2.6	Uppskattning totalhalt	21
2.7	Tidigare utredningar i området utfört av COWI	21
3	Resultat	23
3.1	Kvävedioxid	23
3.2	Partiklar – PM ₁₀	27
3.3	Senare inflyttningsår	28
3.4	Haltbidrag från fjärrvärmeverket	29
3.5	Haltbidrag från P-huset	29
4	Diskussion	31
4.1	Effekt av fjärrvärmeverket på totalhalterna	31
4.2	Emissionsfaktorer	32
4.3	P-huset	32
4.4	Slutsatser	33
5	Referenser	34

BILAGOR

Bilaga A	Beskrivning av TAPM-modellen	36
Bilaga B	Beskrivning MISKAM-modellen	40
Bilaga C	Beskrivning av ADMS-modellen	41

Sammanfattning

Inför framtagande av detaljplan för nya bostäder, verksamheter och förskola vid Aspedalen i Lerum har COWI utfört en luftutredning. Syftet med denna utredning var att beräkna om miljö kvalitetsnormerna (MKN) samt miljö kvalitetsmålen för kvävedioxid (NO₂) och partiklar (PM₁₀) klaras inom planområdet. För förskolegården bör de tuffare miljö kvalitetsmålen klaras för att garantera en god luftmiljö för barn.

De största källorna till luftföroreningar i området är främst bidrag från trafik på E20:an förutom övrig trafik, emissioner från det planerade P-huset samt Lerums fjärrvärmeverk. För beräkningar av NO₂ och PM₁₀ har emissions- och spridningsberäkningar för tillståndsgiven produktion av fjärrvärmeverket samt prognostiserad trafik använts. För beräkning av noll- och utbyggnadsalternativ för NO₂ användes år 2025 för trafiken och för PM₁₀ år 2035.

Resultaten visar att MKN klaras för NO₂ på hela planområdet för årsmedelvärdet samt 98-percentilen av timmedelvärdet. Miljö kvalitetsmålet för NO₂ klaras för årsmedelvärdet och överskrids endast i planens östra delar avseende timmedelvärdet, vilket innebär att den planerade förskolegården klarar miljö kvalitetsmålet.

MKN för 98-percentilen av dygnsmedelvärdet klaras i större delen av planområdet, förutom i en liten del av de östligaste delarna av planområdet i anslutning till p-huset närmast Aspenäsvägen. Det är tydligt att det är den kumulativa effekten från fjärrvärmeverket, vägtrafik samt emissioner från p-huset som bidrar till de höga halterna, speciellt i detaljplanens östra delar. Därmed blir det viktigt att åtgärda självdragsventilationen för att undvika utsläpp i de norra delarna av P-huset där MKN kan riskera att överskridas. Avseende fjärrvärmeverket kan det även utredas en höjning av skorsten för att minska på halterna till omgivningen.

Avseende PM₁₀ klaras både MKN och miljö kvalitetsmålen för både årsmedelvärdet samt 90-percentilen av dygnsmedelvärdet för PM₁₀ i hela planområdet.

1 Inledning och syfte

Lerums kommun arbetar med att ta fram detaljplaner för nya bostäder, verksamheter och förskola, vid Aspedalen i Lerum. Det planeras för bostadsbyggnader både norr och söder om Alebäcken. Området ligger i nära anslutning till Västra stambanan, pendeltågstationen Aspedalen och E20, se Figur 1. Inom planområdet finns även ett fjärrvärmeverk, lokaliserat i planområdets mest södra del.

Syftet med denna utredning är att beräkna om miljö kvalitetsnormerna (MKN) och miljö kvalitetsmålet för kvävedioxid (NO₂) och partiklar (PM₁₀) klaras i planområdet. Beräkningen kommer att omfatta utsläpp från fjärrvärmeverket, väg- och spårtrafiken samt långväga transporter.



Figur 1. Planområdets lokalisering (röd streckat för norra respektive södra området) i förhållande till E20, västra stambanan samt Lerums fjärrvärmeverk.

1.1 Bedömningsgrunder

1.1.1 Miljö kvalitetsnormer

I samband med att Miljöbalken trädde i kraft den 1 januari 1999 infördes miljö kvalitetsnormer som ett nytt styrmedel i svensk miljö rätt. Systemet med MKN regleras framför allt i Miljöbalkens femte kapitel. 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. Europaparlamentets luftkvalitetsdirektiv (2008/50/EG) implementeras i den svenska rättsordningen genom MKN för utomhusluft, men MKN innehåller fler gränsvärden för NO₂ än vad som anges i luftkvalitetsdirektivet.

MKN gäller i utomhusluft med undantag av väg- och spårtunnlar och arbetsplatser till vilka allmänheten inte har tillträde (Riksdagsförvaltningen 2010). Överskridanden av MKN ska inte heller utvärderas på vägars körbanor (Naturvårdsverket 2019). Gällande MKN samt gränsvärden enligt EU:s luftkvalitetsdirektiv för NO₂ och PM₁₀ i utomhusluft redovisas i Tabell 1. För dygns- och timmedelvärdena medges ett antal överskridanden av gränsvärdenivån per år, de anges som percentiler. Exempelvis redovisas medelvärdet för det åttonde högsta dygnet som 98-percentilen för dygn efter det att medelvärdena för de sju dyggen (två procent av året) som har de högsta halterna har räknats bort.

Tabell 1. Miljökvalitetsnormer för utomhusluft enligt Luftkvalitetsförordningen SFS 2010:477. Gränsvärden som även anges i EUs luftkvalitetsdirektiv (2008/50/EG) är markerade med asterisk.

Förorening	Medelvärdesperiod	MKN-värde (µg/m ³)	Antal tillåtna överskridanden per år
NO ₂	Timme	90	175 timmar ¹⁾
	Timme	200*	18 timmar
	Dygn	60	7 dygn
	År	40*	-
PM ₁₀	Dygn	50*	35 dygn
	År	40*	-

1) Timmedelvärdet 90 µg/m³ får överskridas 175 gånger per kalenderår, förutsatt att timmedelvärdet inte överstiger 200 µg/m³ mer än 18 gånger per kalenderår.

Kommuner och myndigheter bär huvudansvaret för att MKN följs, men verksamhetsutövare har också ett visst ansvar. Ansvaret ökar med verksamhetens storlek och miljöpåverkan. MKN ska följas när kommuner och myndigheter planlägger, bedriver tillsyn och ger tillstånd till att driva anläggningar (Naturvårdsverket 2019).

1.1.2 Miljökvalitetsmål

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

Ett av de sexton miljökvalitetsmålen, Frisk luft, berör direkt halter i luft av olika föroreningar. Miljökvalitetsmålet 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 2 för preciseringar för NO₂ och PM₁₀. Då miljömålen beslutades var målåret 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).

Tabell 2. Preciseringar avseende NO₂ och PM₁₀ för miljö kvalitetsmålet Frisk luft.

Förorening	Medelvärdesperiod	Nationellt miljö- kvalitetsmål (µg/m ³)	Antal tillåtna överskridanden per år
NO ₂	Timme	60	175 timmar
	År	20	-
PM ₁₀	Dygn	30	35 dygn
	År	15	-

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

1.1.3 Luftkvalitet i barns utemiljö

Barn är mycket känsliga för miljö påverkan och de är särskilt utsatta för exponering av luftföroreningar, då det kan ge livslånga negativa konsekvenser för deras hälsa. Ett barn är extra känsligt medan den utvecklas, de har en hög exponering för ämnen jämfört med sin kroppsvikt och de vistas generellt mycket utomhus (Socialstyrelsen 2006). Konsekvenser hos barn kan vara ökad risk för drabbandet av astma samt även påverka lungutvecklingen vilket i sin tur kan hämma barns inlärning och kreativitet (Naturvårdsverket 2017).

MKN är styrande för tillsynen av luftföroreningar och är även juridiskt bindande jämfört med miljömålen. Dock saknas det allmänna råd och riktlinjer specifikt angående förskolors utemiljöer. Trots att miljömålen inte är juridiskt bindande har dess preciseringar betydelse som vägledning vid planering och beslut inför planering av förskolor.

Enligt Naturvårdsverket (2017) anges att gränsvärden som miljö kvalitetsnormer syftar till ett absolut tak för att undvika en oacceptabel nivå av luftföroreningar, men miljö kvalitetsnormerna ger inte det skydd som behövs för en god livsmiljö. Det är därför önskvärt att vid planering av miljöer där barn kommer att vistas stadigvarande, i första hand utgå från de nivåer som anges inom miljö kvalitetsmålet Frisk luft.

1.2 Luftkvaliteten i Lerum

Lerums kommun är medlem i Luftvårdsprogrammet i Göteborgsregionen som sköter luftkvalitetsövervakningen i regionen. I Lerum sker inga kontinuerliga mätningar inom luftvårdsprogrammet, dock har det tidigare gjorts kartläggning av luftkvaliteten med modellering och kortare mätkampanjer.

Senaste spridningsberäkningarna av NO₂-halter i Lerum gjordes för halter år 2015 (Olofson 2017). Halterna vid Aspen strand avseende årsmedelvärdet beräknades till lägre än miljömålet (20 µg/m³). Halterna för dygnsmedelvärdet och timmedelvärdet låg under nedre utvärderingströskeln, vilket motsvarar 37 µg/m³ respektive 54 µg/m³. Spridningsberäkningar av PM₁₀ beräknades för år 2010 och visade inte på några överskridanden av MKN (Kindell 2012).

Under 2018 gjordes en mätkampanj för NO₂ och PM₁₀ i Lerum under mitten av mars - mitten av maj samt oktober-november (IVL Svenska Miljöinstitutet 2019). Mätningarna utfördes i gaturum vid Tingshuset nära Göteborgsvägen, se sammanställning av mätresultaten i Tabell 3. Enligt den objektiva skattningen utförd av Luftvårdsförbundet i Göteborgsregionen (2019) bedöms sannolikheten att MKN överskreds i gaturummet under 2018 som mycket liten.

Tabell 3. Periodmedelvärden av NO₂ och PM₁₀ (µg/m³) i Lerum uppmätt i gaturum (IVL Svenska Miljöinstitutet 2019).

Ämne	Års-medelvärde	Dygnsmedel värde 98-percentil	Dygnsmedel värde 90-percentil	Timmedelvärde 98-percentil
NO ₂	14	-	25	45
PM ₁₀	14	28	-	-

2 Metod

Nedan redogörs för underlag och metodik som ligger till grund för beräkning av trafikemissioner, spridningsberäkningar och uppskattning av totalhalt.

2.1 Beräkningsscenarier

För att beskriva hur luftkvaliteten kan komma att påverkas av förändringarna som detaljplanen medför har följande scenarier beräknats:

- > Nollalternativ avseende NO₂ för trafik- och emissionsår 2025
- > Full utbyggnad av södra och norra området avseende NO₂ för trafik- och emissionsår 2025
- > Full utbyggnad av södra och norra området avseende PM₁₀ för trafik- och emissionsår 2035

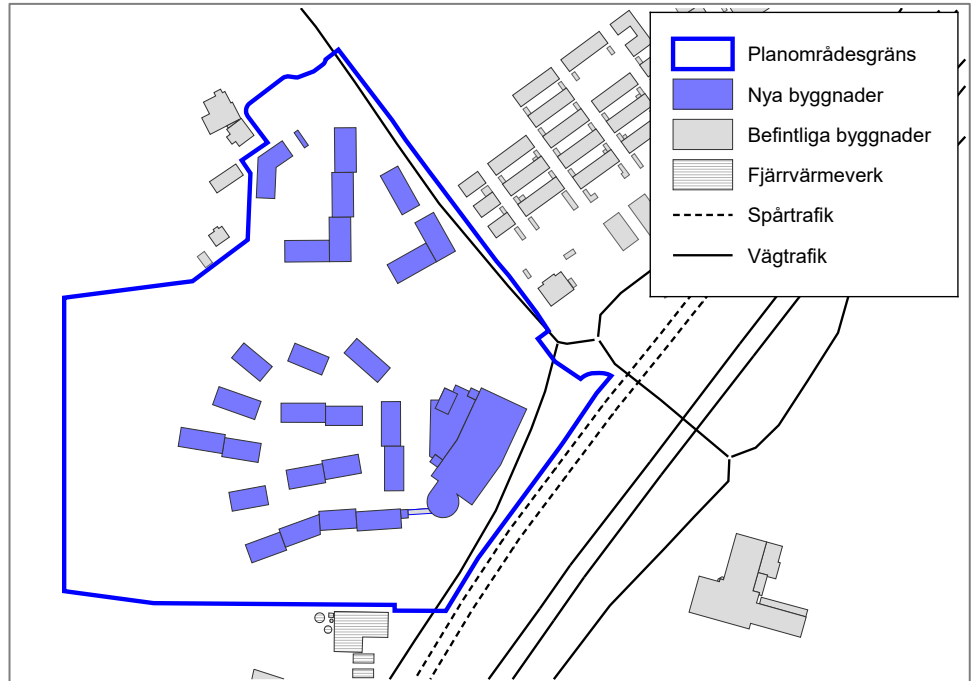
Alla scenarion inkluderar även emissioner som motsvarar full produktion avseende fjärrvärmeverket (se avsnitt 2.4). För scenarierna med full utbyggnad har hänsyn tagits till detaljplanens trafikallsträng (se avsnitt 2.3.1). Eftersom länsstyrelsen vid tidigare samråd avseende luftkvalitet för planen efterfrågat ett nollalternativ för NO₂ har även detta beräkningsscenario tagits med.

Anledningen till att olika framtida scenarioår har valts för NO₂ respektive PM₁₀ är att halterna för NO₂ förväntas vara högst vid den nya bebyggelsen vid tiden för inflyttning medan halterna av PM₁₀ är som högst för vid ökad trafik. Detta eftersom NO₂-emissionerna antas minska i framtiden i och med teknikutveckling såsom ökad elektrifiering av fordonsflottan. Partikelemissionerna är däremot främst beroende av vägslitage och resuspension, uppvirvling av damm från däck och markyta, och därmed starkt beroende av trafikflödet som fortsatt förväntas öka i framtiden.

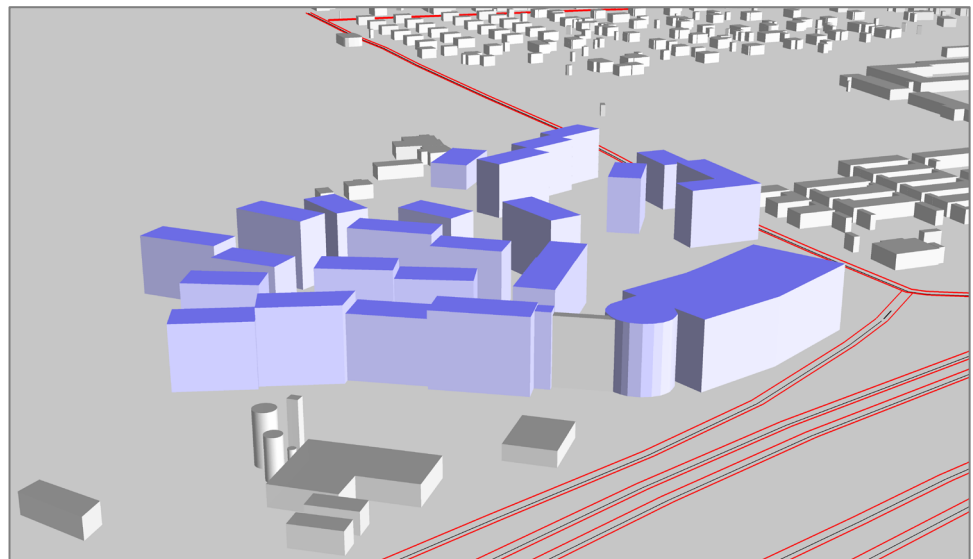
2.2 Framtida utformning av området

Underlag avseende befintliga byggnader har erhållits från Lerum kommun. Planerade byggnader med våningshöjder har erhållits från Norconsult (2022-10-05), se utformning i Figur 2 vilket kan ses som 3D i Figur 3.

Figur 3 visar de planerade bostäderna och planerad bullerskärm. Den planerade bullerskärmen har en höjd på 20,8 meter, vilket motsvarar att bullerskärmens höjd är detsamma som innertaket i översta våningsplanet i byggnaden till väst.



Figur 2. Utformning av den planerade bebyggelsen i området (Situationsplan erhållet 2022-10-05).



Figur 3. Utformning i 3D för planerade bebyggelsen i planområdet. Blåliga byggnader motsvarar de planerade byggnaderna (Situationsplan erhållet 2022-10-05).

2.3 Utsläpp från trafik

Som underlag för spridningsberäkningarna av NO₂ och PM₁₀ har emissionerna från trafik för både väg och järnväg beräknats, vilket beskrivs nedan.

2.3.1 Vägtrafik

Utsläpp från trafiken har beräknats med emissionsmodellerna HBEFA (version 4.2) och Nortrip. Avgasemissioner har beräknats med emissionsfaktorer från HBEFA, som tar hänsyn till hur fordonsflottans sammansättning förväntas förändras i framtiden. I HBEFA antas att det kommer att fortsätta ske förbättringar avseende avgasutsläppen, samt att en större andel av fordonsflottan i framtiden kommer att bestå av fordon med god avgasrening och effektivitet. Detta innebär att avgasemissionerna (utsläpp per km) för ett normalfordon förväntas bli lägre i framtiden.

Emissionsfaktorer för resuspension, dvs. uppvirvling av på vägbanan tidigare ackumulerade slitagepartiklar, har beräknats med Nortrip. Nortrip är en emissionsmodell som utvecklats för nordiska förhållanden där mängden resuspension bland annat beror på meteorologiska indata, trafikmängd, andel tung trafik, dubbdäcksandel och fordons hastighet. 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. Samma dubbdäcksandel som användes i tidigare utredningar (COWI 2017 och 2018) har använts.

Partikelemissioner har inte uppdaterats eftersom utsläpp av partiklar främst härstammar från resuspension, vilket i sin tur främst beror på antal fordon, andel tunga fordon, dubbdäcksanvändning samt hastighet. Därmed påverkas inte emissionsfaktorerna signifikant av vald HBEFA-version.

Trafikunderlag

Emissionerna för vägtrafik har beräknats baserat på trafikprognoser och trafikräkningar som erhållits från beställaren (Lerums kommun). Trafikprognoserna visas i Tabell 4.

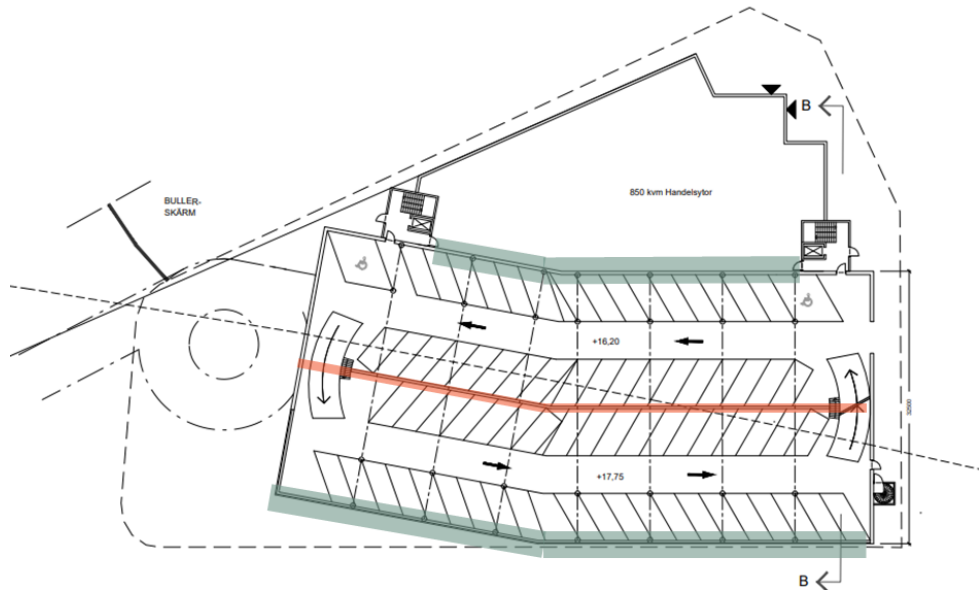
Tabell 4. Vägtrafikmängder, avrundade till närmaste hundratal, som använts för emissionsberäkningarna.

Väg	Trafik 2025 utan utbyggnad ÅDT (f/dygn)	Trafik 2025 utan utbyggnad Andel tung trafik (%)	Trafik 2025 med utbyggnad ÅDT (f/dygn)	Trafik 2025 med utbyggnad Andel tung trafik (%)	Trafik 2035 ÅDT (f/dygn)	Trafik 2035 Andel tung trafik (%)	Skyltad hastighet (km/h)
Aspenäs-vägen	4 300	3,5	4 400	3,5	4 900	3,5	50
Göteborgs-vägen	6 400	3,2	6 800	3,2	7 900	5,0	50
E20	29 500	11,6	31 200	11,6	36 800	11,6	100
Underfart under E20	12 500	3,2	10 500	3,2	11 500	3,2	50
Aspen-vägen söderut	13 200	4,2	13 500	4,2	15 400	4,1	50
Aspen-vägen norrut	5 000	4,2	5 600	4,2	7 100	4,3	50
Frödings allé	1 000	6,4	1 100	6,4	1 200	6,4	50
Seglar-vägen	3 000	5,0	3 100	5,0	3 100	5,0	50

Trafikflödet varierar mycket över dygnet, över veckan och över månaderna, vilket gör att det vid vissa tillfällen kan vara mycket mer eller mindre trafik än genomsnittet. Det fanns inte några lokala tidsupplösta mätningar av trafikflöden på motorvägen i Lerum. För att skapa en verklighetstrogen variation av trafikemissionerna över året ner till timupplösning och därmed kunna identifiera höghaltstillfällen har trafikflöden från i Tingstadstunneln (Göteborgs stad 2016) använts för väg E20 i denna utredning, precis som i föregående utredningar. För resterande vägar i beräkningarna har VTI:s index för närtrafik använts (VTI, Björketun, och Carlsson 2005).

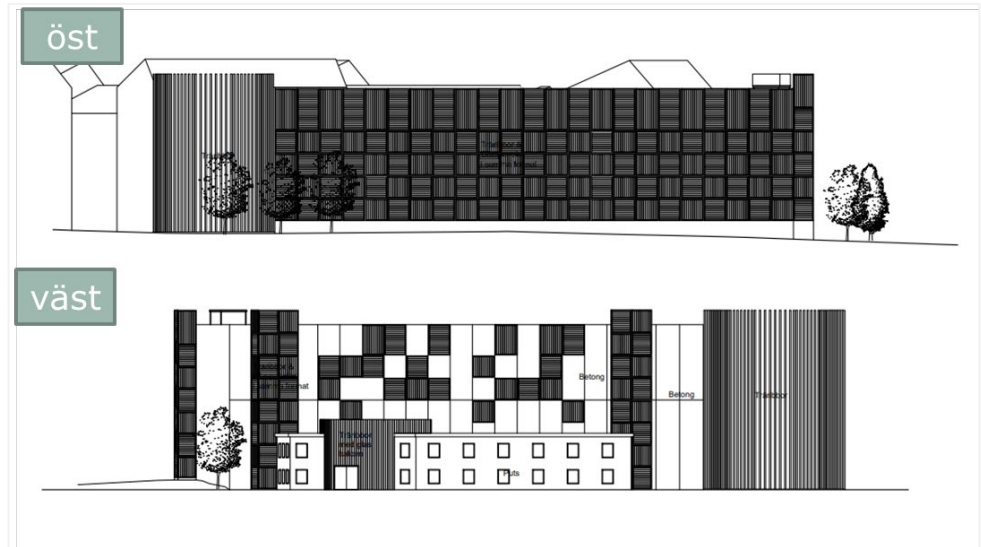
2.3.2 Parkeringshus

Eftersom det planerade parkeringshuset (P-huset) kommer att ha självdragsventilation har beräkningar för emissionerna från fordonsrörelserna inuti P-huset utförts. Utsläpp från parkeringshuset har beräknats som körsträcka inne i parkeringshuset med tillägg av kallstarter baserad på antalet bilplatser och antagande av fordonsrörelser. Som underlag har det erhållits att P-huset kommer att rymma 600 p-platser fördelat på sju våningsplan, med en betongvägg som skiljer av respektive våningsplan i två halvor, se illustration i Figur 4.



Figur 4. Övergripande bild över P-huset med skiljevägg (röd linje) samt antagande för självdragsventilation (gröngrå linjer). Bild är erhållen från Norconsult (2022-08-24) och bör ej beaktas som slutgiltig gestaltning. I detta sammanhang är det endast i syfte som illustration.

Det har ansatts att p-platserna till största delen kommer att nyttjas utav boende i närområdet samt pendlare (95 %), de övriga p-platserna har antagits utnyttjas som korttidsparkering för handel. Antal fordonsrörelse har antagits variera, med två fordonsrörelser per plats för pendlare och boende samt fyra fordonsrörelser per plats för korttidsparkering. Emissionerna har antagits ventileras ut från de halvöppna fasaderna, därför har emissionslinjer lagts från parkeringshusets andra plan och upp längs med byggnadens två fasader som veckade linjekällor i beräkningsmodellen, se illustration i Figur 5.



Figur 5. Illustration för hur självdragsventilationen kan planeras för P-huset (mörka partier). Bilder är erhållna från Norconsult (2022-08-24) och bör ej beaktas som slutgiltig gestaltning. I detta sammanhang är det endast i syfte att illustrera hur självdraget kan se ut.

Den avskiljande väggen inne i p-huset kommer att fungera som en barriär mellan de olika sidorna av varje våningsplan, varpå emissionerna från ena sidan kommer att ha svårare att spridas och ventileras ut mot motsattsida. I denna utformning planeras specifika p-platser nyttjas till olika ändamål, med korttidsparkering längs p-husets västra delar, har därför dessa emissioner lagts längs byggnadens ena fasad. Emissioner som emitteras från fordon som gör två fordonsrörelser som motsvarar pendlare etc. har lagts längs med motsatt halvöppna ventilations sida, vilket motsvarar mot perrongen.

2.3.3 Tågtrafik

Utsläpp av partiklar till luft från tågtrafik sker genom slitage av räls, bromsar, hjul och liknande, samt även genom uppvirvling av damm från banvallen (Gustafsson, m.fl. 2007). Den huvudsakliga partikelstorleken är 2-4 μm . Andelen av emissionerna som består av uppvirvlat material har dock vid mätningar visat sig vara liten (Gustafsson, m.fl. 2006). Det är vid inbromsning och acceleration som de största utsläppen sker.

Emissionsfaktorer för emissioner av partiklar från slitage har sammanställts inom EU-projektet Transphorm (Fridell, Ferm, och Ekberg 2010). Emissionsfaktorn för ett tåg beror på en mängd olika faktorer så som hastighet, acceleration, typ av bromsmekanism, material på hjul och räls, längd på tåget m.m. vilket innebär att det finns stor variation i emissionerna beroende på ovan nämnda faktorer varför dessa behöver definieras så bra som möjligt för att minska osäkerheten. Det finns dock inte emissionsfaktorer framtagna för olika typer av situationer, bara för olika tågtyper och -längder. Emissionsfaktorer som har använts vid beräkning av emissioner från järnvägen har justerats utifrån tågens medellängd. De tågmängder som använts visas i Tabell 5.

Tabell 5. Tågmängder som använts för emissionsberäkningarna

Typ av tåg	ÅDT 2035 (tåg/dygn)
Godståg	90
S-tåg	50
Pendeltåg	140
Moderna motorvagnar	50
Lokdragna persontåg	20
Totalt antal tåg/dag	350

2.4 Utsläpp från fjärrvärmeverket i Lerum

Fjärrvärmeverket ligger i den sydligaste delen av detaljplaneområdet, nära järnvägen och E20. Verket har sammanlagt fyra pannor där alla mynnar ut i en gemensam skorsten på 28 meters höjd. Den årliga energiproduktionen är i dagsläget cirka 33 GWh medan den prognostiserade energiproduktionen, vid en utbyggnad av området (2025 och 2035), är maximalt 45 GWh tillståndsgiven med full effekt, där flis kommer vara det huvudsakliga bränslet. Som reserv och som topplastbränsle kommer även biogas att användas. Verket är försett med rökgasrening för torra gaser och rökgaskondensering.

Spridningsberäkningarna bygger på underlag om värmeverkets drift under året, perioder av användandet av topplastbränsle samt mätningar av NO_x och stoftutsläpp, vilka har erhållits från Lerum Energi, se tabell 6. I beräkningarna har det antagits maximal installerade effekt för alla beräkningsscenarier.

Tabell 6. Emissions- och skorstensparametrar för Lerum fjärrvärmeverk.

Parameter	Vid maximal installerad effekt 45 GWh
Årligt utsläpp NO _x (ton/år)	23
Årligt utsläpp PM ₁₀ (ton/år)	5
Emission NO _x (g/s)	1,8
Emission PM ₁₀ (g/s)	0,37
Rökgastemperatur (°C) (sommar/höst-vår/vinter)	55/82/101
Rökgasflöde (m ³ /s) (sommar/höst-vår/vinter)	6,8/1,1/0,7
Skorstenshöjd (m)	28

2.5 Spridningsberäkningar

För NO₂ har årsmedelvärde samt 98-percentilen av dygns- respektive timmedelvärdet beräknats. För PM₁₀ har årsmedelvärdet och 90-percentilen av dygnsmedelvärdet beräknats, i enlighet med MKN.

Spridningen av luftföroreningar styrs av många processer och faktorer som verkar i olika geografiska skalor. De aktuella områdena har komplicerade spridningsförutsättningar både i regional (närhet till kust och större städer samt distinkt topografi), lokal (placering i en allmänt tätbebyggd miljö) och i 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 utsläpp av trafikutsläpp och Lerums fjärrvärmeverk spridningsberäknats i separata modeller enligt metodik nedan, se avsnitt 2.5.2 respektive avsnitt 2.5.3.

2.5.1 Meteorologi

Eftersom vinden, både dess riktning och hastighet, är den parameter som starkast påverkar spridningen, oavsett vilken modell som används, är det mycket viktigt att en lokalt framtagen meteorologi används. I denna utredning har samma meteorologi för respektive beräkning av trafikutsläpp och fjärrvärmeverk använts.

För att ge relevant lokal meteorologiska indata har modellen TAPM (The Air Pollution Model) (version 4.0) från Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation (CSIRO) i Australien använts (CSIRO 2008), läs mer i Bilaga A. TAPM är en storskalig meteorologisk prognosmodell som behöver indata i form av storskalig meteorologi, topografi, markanvändning m.m. Baserat på detta beräknas lokalt modifierad vind, dvs. avlänkning pga. topografi, sjö/landbris, omlandsbris, inversioner m.m. Denna modell kan därmed modellera effekten av mer storskaliga parametrar samt topografi, olika marktäckte o.s.v. Den erhållna meteorologin används sedan som ingångsdata till de mer finskaliga modellerna ADMS och MISKAM.

I och med att meteorologin kan variera ganska mycket från ett år till ett annat, är det fördelaktigt att använda ett så kallat meteorologiskt typår för beräkningarna. Ett meteorologiskt typår består av januari för ett år, februari för ett annat o.s.v., för att sammantaget få väderdata för ett typiskt år, baserat på storskaliga vädermönster. Vilka årtal som gäller för olika månader i ett meteorologiskt typår varierar för olika platser i landet.

2.5.2 Spridningsberäkning av trafikutsläpp

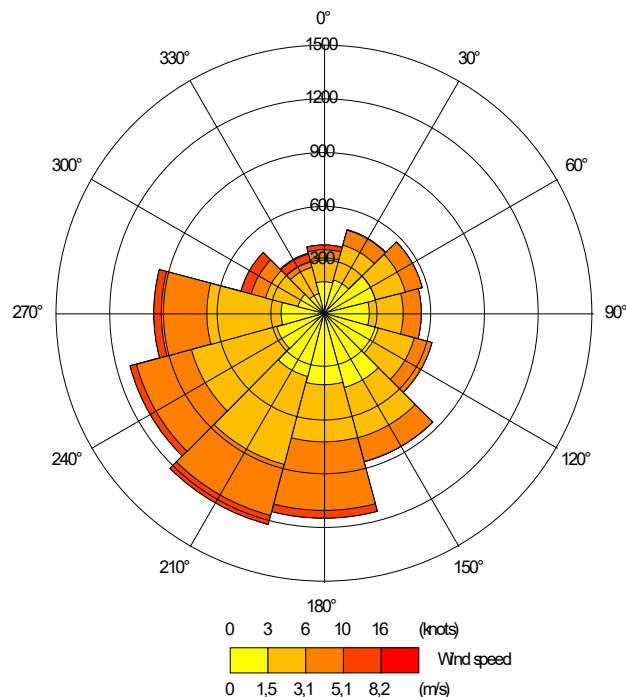
För beräkna spridningen av trafikemissioner och de tredimensionella strömningsförhållandena mellan huskroppar, har en CFD-modell (Computational Fluid Dynamics) använts, i detta fall Miskam, se vidare information i Bilaga B. Beräkningarna med Miskam-modellen görs i två steg, där första modelleringssteget är att beräkna ett relevant s.k. vindfält över området, baserat på lokala meteorologiska data från TAPM-beräkningarna. Vindfältet används

sedan som ingångsdata för den efterföljande spridningsberäkningen, där halterna av luftföroreningarna beräknas.

2.5.3 Spridningsberäkning av skorstensutsläpp

För att visualisera spridningen av NO₂ och PM₁₀ från värmeverket har en spridningsmodellering gjorts med modelleringsprogrammet ADMS (Atmospheric Dispersion Modelling System) version 5.2.2. ADMS är en diagnostisk spridningsmodell som är utvecklad av Cambridge Environmental Research Consultants (CERC) i Storbritannien. Den används huvudsakligen för att simulera emissioner från punkt- eller ytkällor (dvs. varma gaser eller som passiva utsläpp) till atmosfären, se vidare information i Bilaga C. Här används information om skorstenens höjd, utsläppsmängd, rökgashastighet och lokal meteorologi för att på bästa sätt simulera effekten av skorstensutsläppen. Den lokala meteorologin är beräknad i TAPM:s meteorologiska modell och är därför samma som för övriga spridningsberäkningar.

Vid spridning av utsläpp från punktkällor är vindriktning och hastighet dimensionerande för var plymnedfallet sker. I Figur 6 ses en vindros som visar förekomsten av olika vindriktningar i 30 graders sektorer samt hur ofta vissa vindhastigheter förekommer. Vindrosen visar att det är sydvästliga och västliga vindar som är mest frekvent, dvs det blåser oftast från i sektorer mellan 210 och 270 grader.



Figur 6. Vindros som visar vindhastighet (m/s) och vindriktning (°).

2.6 Uppskattning totalhalt

För att kunna jämföra beräknade haltnivåer av NO₂ och PM₁₀, med MKN (för års-, dygns- resp. timmedelvärde) måste en relevant urban bakgrundshalt för området adderas, vilken inkluderar övriga källor i området och långdistanstransporterat haltbidrag. Totalhalterna inkluderar därmed både lokala utsläpp samt andra utsläpp från både långdistanstransport och övriga regionen, på marknivå i beräkningsområdet. Haltbidraget har i denna utredning beräknats separat för bidraget från trafik respektive fjärrvärmeverket medan sedan adderats tillsammans med urban bakgrundshalt.

2.6.1 Urban bakgrundshalt

Dygns- eller timvisa mätningar för NO₂ och PM₁₀ i urban bakgrund har inte utförts i närområdet till Lerum sedan 2011. Mätningarna i gaturum som redovisats i Tabell 3 är inte lämpliga att addera för beräkning av totalhalt eftersom det blir en överskattning av halterna eftersom emissioner från närliggande trafik förekommer. För att ta fram urban bakgrundshalt har antagande därför baserats på tillgängliga mätningar för omkringliggande kommuner som också är belägna längs E20 för att ta hänsyn till långväga transporter i området. Alla mätdata har hämtats från Datavärdskap luft (SMHI 2022).

För NO₂ fanns det årsvisa mätningarna utförda i Alingsås under 2016-2017. Dessa årsmedelvärden har sedan relaterats till förhållandet mellan dygns- och timmedelvärdet för mätningarna vid Femmanhuset i Göteborg för att uppskatta ett dygns- och timmedelvärde. På samma sätt användes årsmedelvärden av PM₁₀ ifrån Mariestad 2016-2019 som relaterades till förhållandet mellan årsmedelvärdet och dygnsmedelvärdet för urbana bakgrundsmätningarna vid Femmanhuset i Göteborg. De urbana bakgrundshalter som använts i beräkningarna redovisas i Tabell 7.

Tabell 7. Urban bakgrundshalt av NO₂ och PM₁₀ (µg/m³) använd för beräkning av totalhalt.

Ämne	Års-medelvärde	Dygnsmedel värde 98-percentil	Dygnsmedel värde 90-percentil	Timmedelvärde 98-percentil
NO ₂	8	22	-	32
PM ₁₀	11	-	17	-

2.7 Tidigare utredningar i området utfört av COWI

COWI har tidigare gjort utredningar avseende luftkvalitet för området (COWI 2017), samt fått i uppdrag av Lerums kommun att komplettera utredningarna för att svara på de synpunkter och frågor som inkommit under samråd (COWI 2018). Vidare har detaljplanen gått igenom flera planeringsförändringar både gällande

byggnader, bullerskärmsplaceringar och användningsområde för att ta i beaktning för alla olika frågeställningar, varav COWI har utfört spridningsberäkningar för att visa hur luftkvaliteten påverkas (COWI 2021).

Eftersom denna utredning är slutgiltig inför tillståndsansökan har tidigare ingångsdata setts över för att säkra att det inte blivit föråldrat. Följande parametrar har uppdaterats; bebyggelse, emissioner från vägtrafik (HBEFA-version 4.1) samt en uppdatering av halter i urban bakgrund. Det innebär att totalhalterna i vissa fall inte är jämförbara med tidigare utredningar, vilket gäller både beräkningsscenario för nollalternativ och utbyggnad.

3 Resultat

I detta kapitel redovisas totalhalten av NO₂ för 2025 och PM₁₀ för 2035. Totalhalten innebär att alla bidrag inom utredningsområdet är inkluderade i de olika modelleringarna, vilket i detta fall innebär bidraget från vägtrafik, tågtrafik, fjärrvärmeverk samt att en lokal urban bakgrundshalt har adderats.

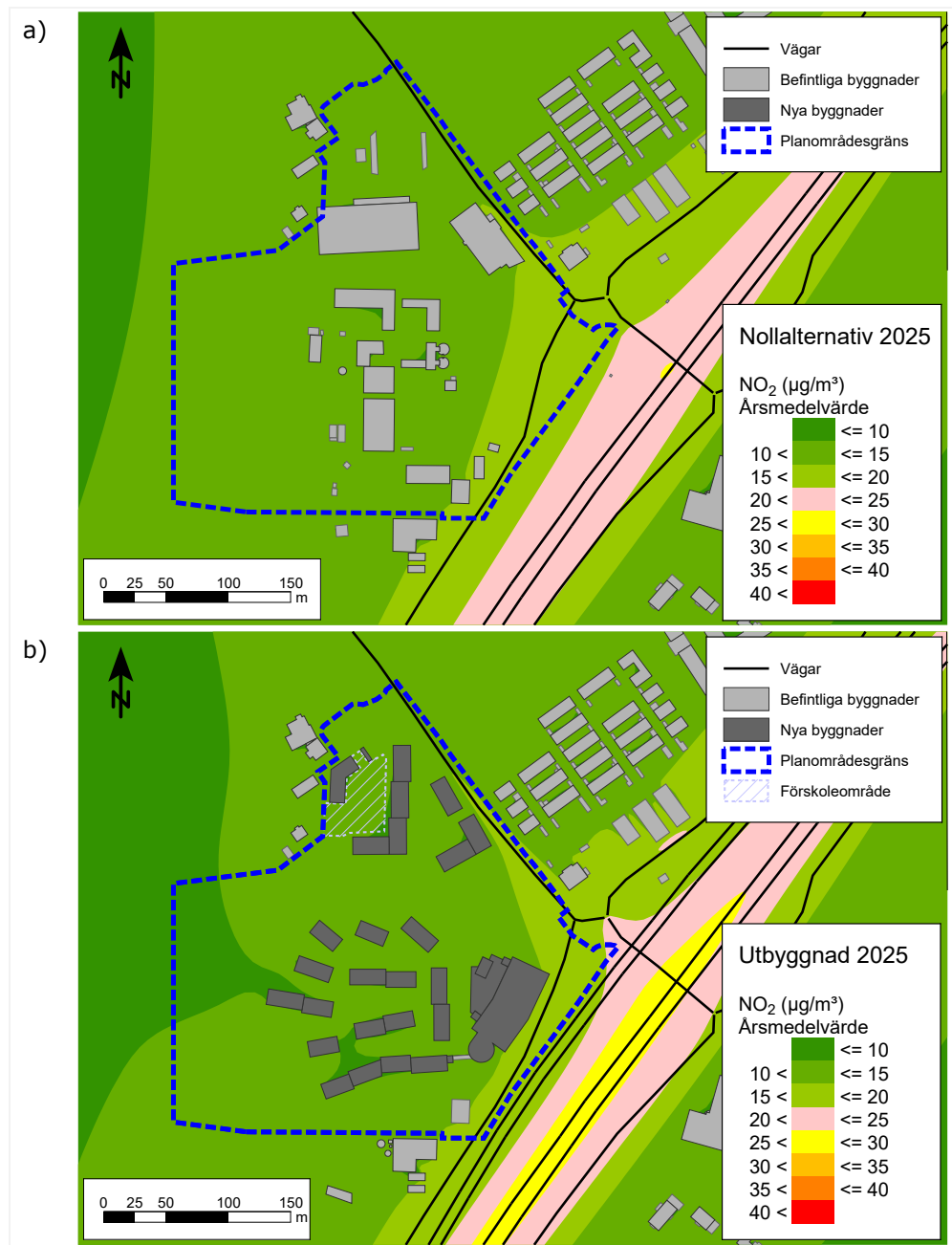
3.1 Kvävedioxid

Nedan redovisas spridningen av NO₂, för årsmedelvärdet (Figur 7), 98-percentilen av dygnsmedelvärdena (Figur 8), samt 98-percentilen av timmedelvärdena (Figur 9), alla för nollalternativet samt utbyggnad.

3.1.1 Årsmedelvärde

Resultaten av spridningsberäkningarna för årsmedelvärdet av NO₂, år 2025, visar generellt relativt låga halter, för både nollalternativet och utbyggnad. I a) av Figur 7 ses spridningen för nollalternativet, där den högsta halten ses mellan E20 och järnvägen. Halterna avklingar med ökat avstånd från vägen och inom planområdet har halter mellan 10 – 15 µg/m³ beräknats.

För inflyttningsåret 2025, ses halter över gränsen för miljö kvalitetsmålet (20 µg/m³) vid E20 och järnvägen. Inom planområdet ses de högsta halterna direkt öster om det planerade parkeringshuset (15 – 20 µg/m³). Både miljö kvalitetsmålet och MKN klaras på planområdet och vid förskoleområdet i både nollalternativet och vid utbyggnad.



Figur 7. Årsmedelvärdet av NO₂ (µg/m³) för a) nollalternativet samt b) utbyggnadsåret 2025. Röd färg motsvarar halt över MKN och rosa färg halt över miljö kvalitetsmålet.

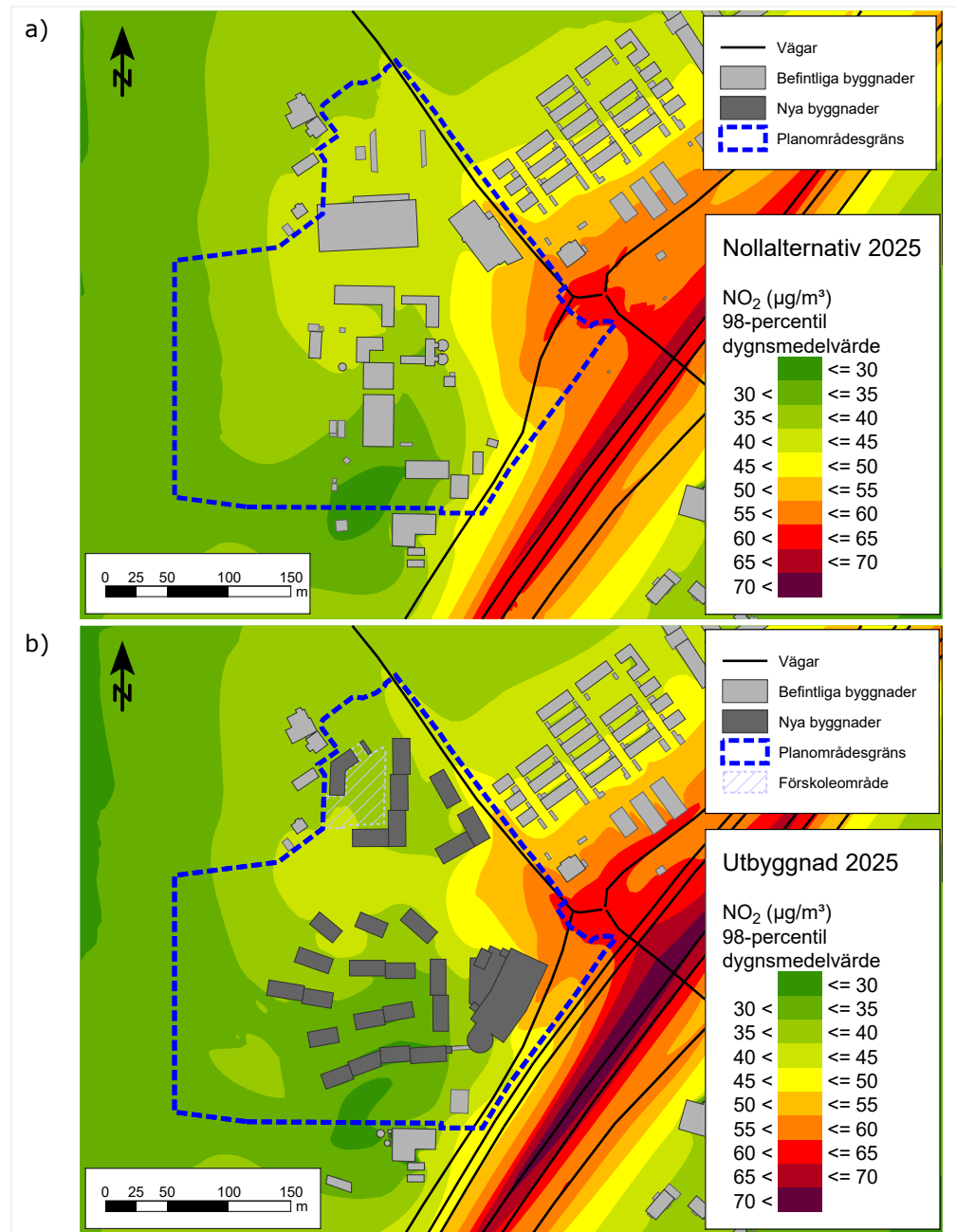
3.1.2 Dygnsmedelvärde

Resultaten för totalhalten av 98-percentilen av dygnsmedelvärdet för nollalternativet och utbyggnad redovisas i Figur 8.

Både för nollalternativet och utbyggnad ses de högsta halterna över området i anslutning till rondellen vid Aspenäsvägen och Göteborgsvägen (65 - 70 µg/m³), vilket överskrider gränsvärdet för MKN (60 µg/m³). Halterna är högre för scenariot för utbyggnad, där halter över gränsvärdet för MKN ses längs med den östra delen av planområdet närmast rondellen, samt vid befintlig bebyggelse på norra sidan

om Aspenäsvägen. De högre halterna kan främst förklaras av detaljplanens trafikallsträng.

Den avgränsande skärmen vid p-huset (Figur 8b) minskar intransporten av höga halter in i planområdets södra delar så att gränsen för MKN klaras vid bostäderna. I den norra delen av området på den öppna ytan är utspädningen relativt effektiv så utsläppen späds ut så MKN klaras över den största delen av området. Utanför p-huset östra delar tangeras dock MKN.

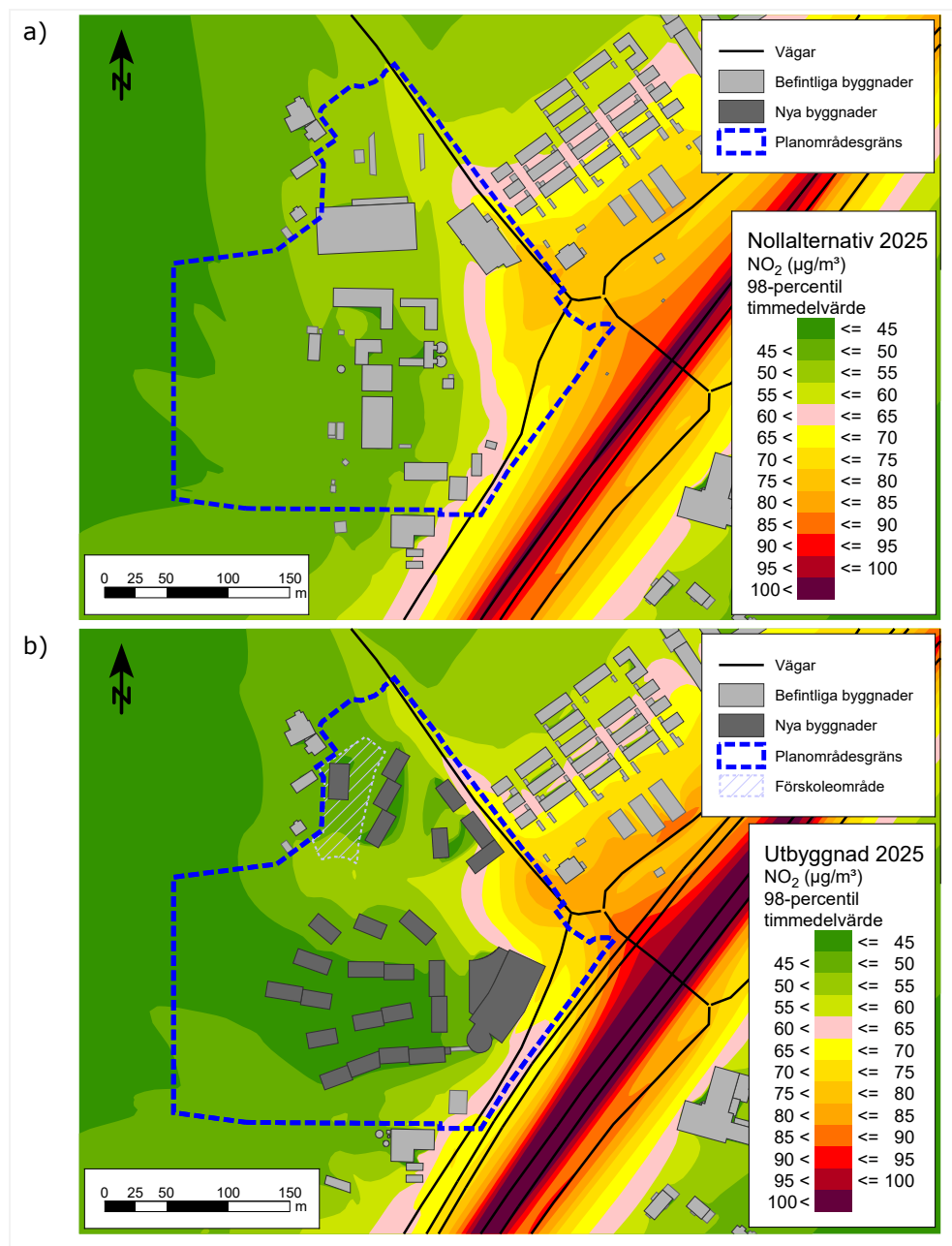


Figur 8. 98-percentilen av dygnsmedelvärdet avseende NO₂ (µg/m³) för a) nollalternativet samt b) utbyggnadsåret 2025. Röd färg motsvarar halt över MKN och rosa färg halt över miljö kvalitetsmålet.

3.1.3 Timmedelvärde

Resultaten för totalhalten av 98-percentilen av timmedelvärdet för nollalternativet och utbyggnad redovisas i Figur 9.

Både för nollalternativet och inflyttningsår 2025 ses de högsta halterna (80 – 85 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) mellan E20 och järnvägen, nord- och öst om planområdet, i närmast anslutning till Göteborgsvägen. I planområdets mest östliga del ses halter över 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, med en avklingning med ökat avstånd västerut. MKN klaras inom hela beräkningsområdet. Miljökvalitetsmålet överskrids i planområdets syd- och sydostligaste delar mellan P-huset och det norra området. Området vid förskoleområdet klarar miljökvalitetsmålet.

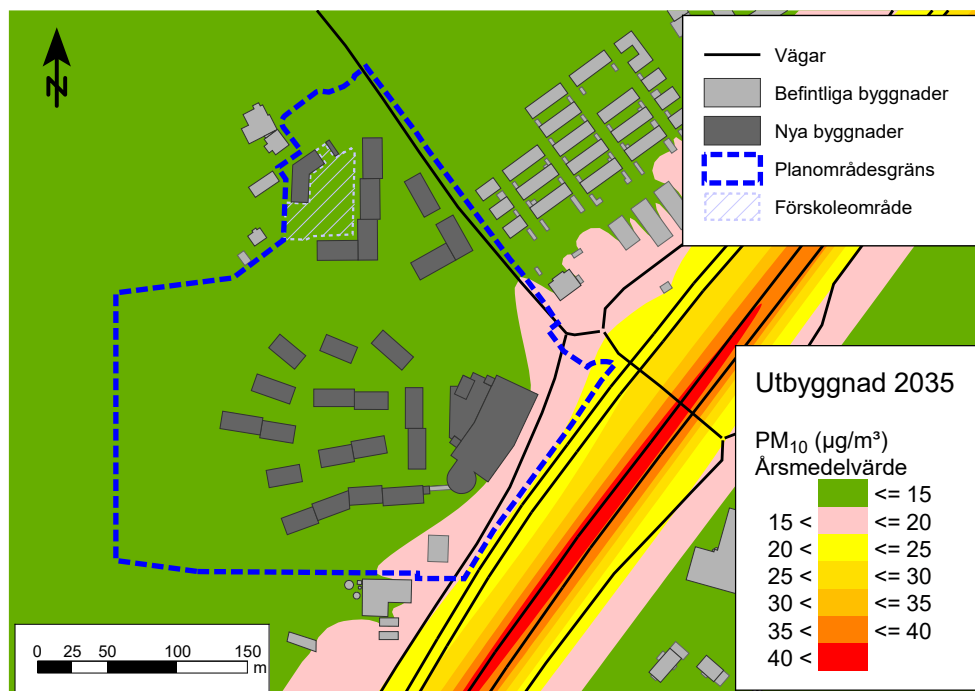


Figur 9. 98-percentilen av timmedelvärdet avseende NO₂ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) för a) nollalternativet samt b) utbyggnadsåret 2025. Röd färg motsvarar halt över MKN och rosa färg halt över miljökvalitetsmålet.

3.2 Partiklar – PM₁₀

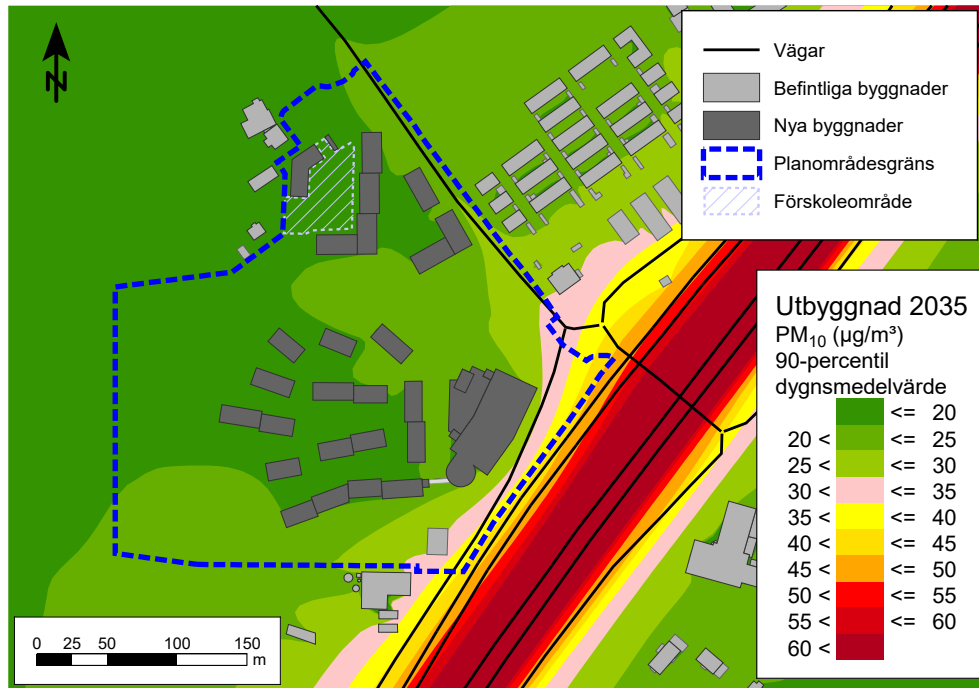
Spridningen av PM₁₀ redovisas för årsmedelvärdet i Figur 10 för 90-percentilen av dygnsmedelvärdena i Figur 11.

De högsta halterna för årsmedelvärdet ses i anslutning till E20 men avklingar med ökat avstånd från vägen. Högst halter ses, inom planområdet, öst om parkeringshuset närmast cirkulationsplatsen och kring p-huset där miljömålet överskrids.



Figur 10. Årsmedelvärde av PM₁₀ (µg/m³) för utbyggnadsåret 2035. Röd färg motsvarar halt över MKN och rosa färg halt över miljö kvalitetsmålet.

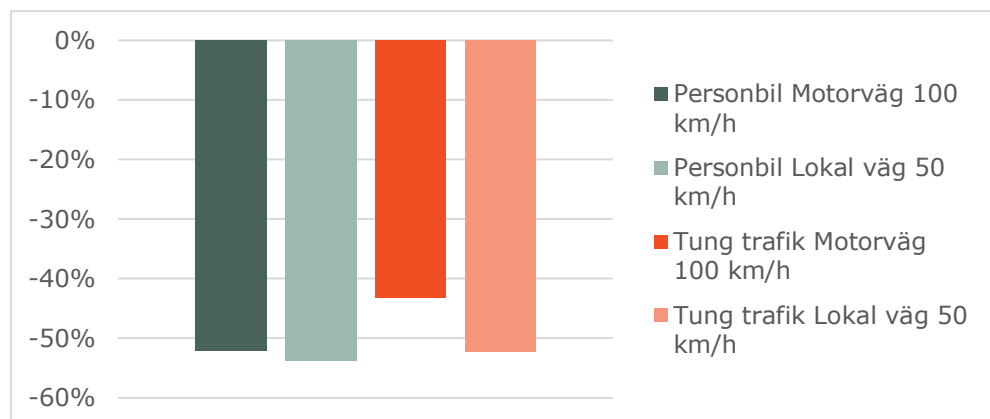
I Figur 11 redovisas resultaten för 90-percentilen av dygnsmedelvärdet. Halterna är höga i nära anslutning till E20 men avtar snabbt med avståndet. Vid p-huset är halterna mellan 20-30 µg/m³ ses runt stora delar av parkeringshuset. Inom resterande del av planområdet ses halter under 20 µg/m³. Både MKN och miljö kvalitetsmålet klaras för hela beräkningsområdet.



Figur 11. 90-percentilen avseende dygnsmedelvärde av PM₁₀ (µg/m³) för utbyggnadsåret 2035. Röd färg motsvarar halt över MKN och rosa färg halt över miljö kvalitetsmålet.

3.3 Senare inflyttningsår

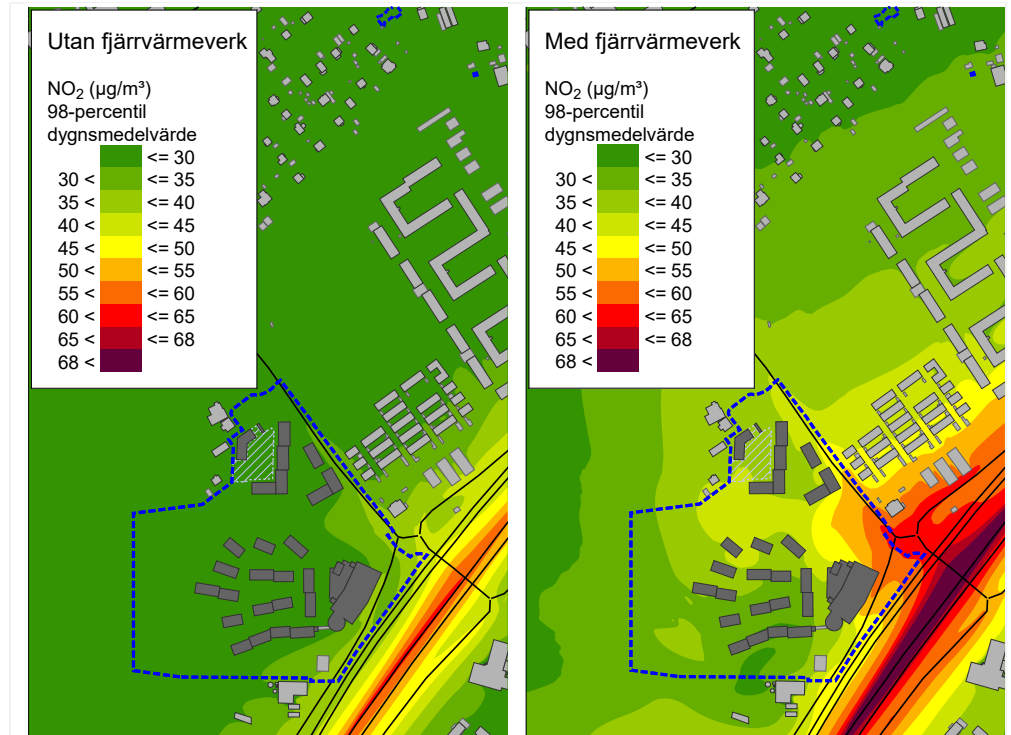
Spridningen av NO₂ har beräknats för inflyttningsåret 2025, men skulle inflyttning ske vid ett senare tillfälle, skulle det ha en positiv påverkan på spridningen av NO₂. Anledningen till detta är en prognostiserad förändring av fordonsflottan, med förbättrad rening av avgaser samt en förändrad fordons sammansättning, med en större andel elektriska fordon. Vid jämförelse mellan olika prognosår avseende emissioner av NO_x, se Figur 12, visar resultatet att emissionerna minskar signifikant i framtiden. Dock bör det tas i beaktning att prognoserna långt in i framtiden är svårbedömda och innehar flera osäkerheter.



Figur 12. Förändring i emissionsfaktorer år 2030 som minskning i procent jämfört med emissionsfaktorn 2025 för personbil och tung trafik på motorväg och lokal väg enligt HBEFA 4.2.

3.4 Haltbidrag från fjärrvärmeverket

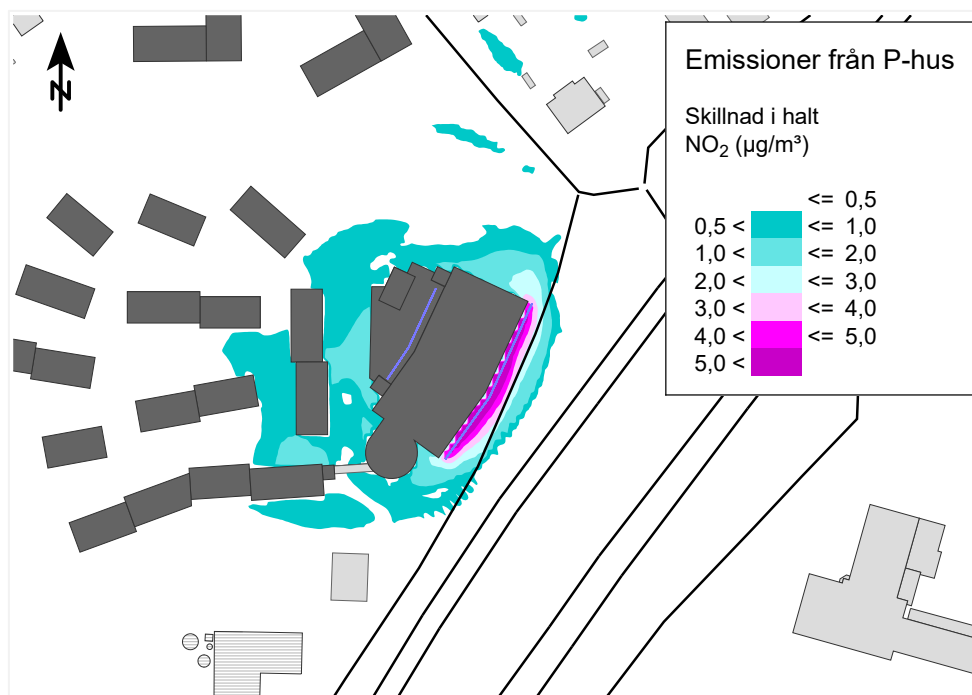
De högsta NO₂-halterna ses i anslutning till rondellen vid Aspenäsvägen och Göteborgsvägen, vilket beror både på mängden trafik på de närliggande gatorna, och på plymen från fjärrvärmeverket, vilken slår ner i det aktuella området. I Figur 13 redovisas totalhalter med och utan fjärrvärmeverkets haltbidrag. Det är tydligt att fjärrvärmeverkets plym bidrar med ett signifikant haltbidrag jämfört med haltbidraget från trafiken vilket leder till att den kumulativa effekten resulterar i att MKN överskrids öster om planområdet.



Figur 13. 98-percentilen av dygnsmedelvärdet av NO₂ (µg/m³) utan (höger bild) och med fjärrvärmeverket (vänster bild).

3.5 Haltbidrag från P-huset

En jämförelse utfördes mellan beräkningsscenario med och utan inkludering av p-husemissioner, se skillnaden i halt för NO₂ i Figur 14. Skillnaden i halt visar tydligt att det är en signifikant påverkan för vart ventilationen placeras eftersom det sker ett påtagligt tillskott av halterna av NO₂ på över 5 µg/m³ i nära anslutning till fasaden. För området norr om P-huset där MKN tangeras för dygnsmedelvärdet (se Figur 13) kan därmed ett tillskott från P-huset vara avgörande och riskera att överskrida MKN. Åtgärder i form av placering av självdragsventilation eller införande av forcerad ventilation kan därför vara nödvändigt att ta i beaktande.



Figur 14. Skillnad i halt (µg/m³) mellan scenario med och utan P-husemissioner beräknad baserad på 98-percentilen av dygnsmedelvärdet för NO₂.

4 Diskussion

Resultaten av spridningsberäkningarna visar att MKN klaras för både årsmedelvärdet och 90-percentilen av dygnsmedelvärdena, gällande PM₁₀, samt för årsmedelvärdet och 98-percentilen av timmedelvärdena för NO₂ i både noll- och utbyggnadsalternativet. Dock visar resultaten på tangering av MKN för 98-percentilen av dygnsmedelvärdena gällande NO₂ i de östligaste delarna av planområdet för noll- och utbyggnadsalternativet.

För miljökvalitetsmålet visar resultaten överskridanden av 98-percentilen förtimmedelvärdet gällande NO₂ samt för både års- och dygnsmedelvärdet av PM₁₀ i planens östra del. Detta avser både nollalternativet och inflyttningsår 2025 för NO₂ samt utbyggnadsåret 2035 för PM₁₀.

De högsta NO₂-halterna ses i anslutning till rondellen vid Aspenäsvägen och Göteborgsvägen, vilket beror både på mängden trafik på de närliggande gatorna och på plymen från fjärrvärmeverket vilken slår ner i det aktuella området. Den kumulativa effekten av de olika källorna bidrar således till att halter över MKN har beräknats. I jämförelsen mellan nollalternativet och utbyggnad går det även att se en viss skillnad i halt som beror på dels trafikstringen på grund av detaljplanen samt dels effekten av bebyggelsen självt då denna påverkar spridningsförutsättningarna.

4.1 Effekt av fjärrvärmeverket på totalhalterna

Resultaten av spridningsberäkningarna för NO₂ visar på stor påverkan från fjärrvärmeverket. I denna utredning bör det även tas i beaktning att beräkning utförts på en prognostiserad ökad produktion hos verket i enlighet med fjärrvärmeverkets tillståndsgivna maximala effekt.

Anledningen till fjärrvärmeverkets generellt stora påverkan beror på olika orsaker, dels på områdets lokala topografi och spridningsförutsättningar, men framför allt beror det på verkets låga skorsten. Detta gör att utsläppen inte har bra möjlighet att spridas innan de når marknivå. För att förbättra spridningsförutsättningarna skulle en högre skorsten kunna installeras och borde ge ett mindre lokalt bidrag i både beräkningsområdet och även i hela Lerum. Vidare skulle en ökning av rökgasernas temperatur och/eller flöde kunna bidra till att förbättra spridningsförutsättningarna under vissa meteorologiska förutsättningar, men denna effekt är oftast inte lika effektiv som en fysisk höjning av skorstenen, varför det är osäkert om det räcker i detta fall. Dessutom skulle valet av bränsle kunna utvärderas, för att se om det finns andra alternativ/sammansättningar, vilka skulle kunna ge lägre emissioner.

Efter kommunikation med personal på fjärrvärmeverken framkom även att det förväntas ske en fördubbling av transporter av material till verket, i och med en byggnation i området. Denna ökning är inte inkluderad i spridningsberäkningarna. När en sådan expansion förväntas ske är dock inte fastställt. En översiktlig bedömning av området indikerar att den största andelen av tung transport på Seglarvägen, vilket är den väg som leder till verket, utgörs av transport till och

från fjärrvärmeverket. För år 2025 har det beräknats gå ca 3000 fordon på Seglarvägen, varav 5 % är tung trafik. En fördubbling av den siffran kan leda till en påverkan, framförallt då Seglarvägen passerar öster om det planerade P-huset, vilket redan är ett utsatt område. Trots ökade andel transporter av tung trafik bör det tas i beaktning att emissionerna för år 2030 för tung trafik prognostiseras att minska med 40-50 % år 2030 jämfört med år 2025. Dock är det svårt att bedöma direkt konsekvens för totalhalterna.

4.2 Emissionsfaktorer

Uppdateringen av emissionsfaktorer jämfört med tidigare utredningar utförd av COWI grundar sig i att det har skett ett flertal uppdateringar av emissionsdatabasen HBEFA, varpå den sista uppdateringen till 4.2 skedde under början på januari 2022 (INFRAS 2022). I uppdateringen visar de nya prognoserna en signifikant ökad andel elektrifiering av fordonsflottan än tidigare varav NO_x-emissionerna minskar för prognosår i framtiden. Vilket emissionsår som väljs är därför dimensionerande för emissionerna avseende NO₂ där emissionsfaktorerna år 2030 förespås minska med över 50 %. För PM₁₀, som främst beror på antalet fordon i och med att teknikutvecklingen inte påverkar resuspension etc., är det istället ökad trafikmängd som är dimensionerande.

4.3 P-huset

Resultatet visar att emissionerna från parkeringsgaraget bidrar med höga halter till omgivningen, där MKN tangeras för dygnsmedelvärde av NO₂. COWI har i ett antal utredningar från andra platser sett att emissioner från p-hus kan ha stor påverkan på halterna av luftföroreningar lokalt. Därför har en metodik utvecklats för att beskriva de samlade emissionerna från parkeringshus och hur de fördelas över exempelvis genomsläppliga fasader och in/utfarter. Metodiken är baserad på antagande som kan innefatta osäkerheter som till exempel typ av p-plats (besökare, pendling etc.), antalet parkerade bilar, belägningsgraden samt körsträckan inne i parkeringshuset. Indata för dessa parametrar dimensionerande för emissionsberäkningarna.

I de beräkningar som gjorts för det aktuella kvarteret finns det osäkerheter gällande fordonsrörelser och typ av användning av p-platserna. Detta är speciellt dimensionerande eftersom det påverkar antagandet avseende antal kallstarter, vilket kan ge upphov till höga emissioner. Var pendlare jämfört med korttidsparkering parkerar har direkt påverkan på halterna eftersom det innebär fler kallstarter. Därför bör man undvika att placera p-platser i de norra delarna av P-huset eftersom halterna av NO₂ norr om P-huset tangerar MKN.

4.3.1 Ventilation av P-huset

I beräkningarna har det antagits att alla utsläpp som sker inne i parkeringsgaraget emitteras från den västra och östra fasaden om P-huset. Som jämförelse utfördes en beräkning utan parkeringsgaragets emissioner, vilket visar att p-huset bidrar med ett haltbidrag på över 5 µg/m³ vid utflöde längs med P-husets östra fasad.

Var utsläppen ventileras ut från ett parkeringshus har stor påverkan på vilka halter det blir i närområdet. Om parkeringshuset ventileras med självdrag genom exempelvis semipermeabla fasader resulterar detta i att de omkringliggande gaturummen får höga haltnivåer. Det är därmed viktigt var självdraget placeras längs fasader då detta kan vara avgörande om MKN överskrids. Detta bör därför tas i beaktning för den norra fasaden av P-huset där halterna för dygnsmedelvärdet av NO₂ tangerar MKN.

Förutom placering av självdragsventilation finns det fler åtgärder att ta i beaktning för att minska emissioner. Ytterligare förslag på åtgärd för parkeringshuset är i stället att ha mekanisk ventilation med utsläpp via en skorsten i taknivå. Då blir haltbidraget från i markplan i närområdet oftast mycket litet, eftersom utsläppen då sprids effektivare i en större luftvolym.

4.4 Slutsatser

Resultat och diskussion bidrar till följande slutsatser för luftutredningen:

- > Resultaten visar att MKN för NO₂ för både årsmedelvärdet och 98-percentilen av timmedelvärdet klaras inom hela planområdet. För 98-percentilen av dygnsmedelvärdet av NO₂ klaras största delen av planområdet förutom i en liten del av de östligaste delarna, i anslutning till parkeringshuset närmast Aspenäsvägen.
- > Miljökvalitetsmålet för NO₂ klaras för årsmedelvärdet men överskrids avseende timmedelvärdet öst och norr om planområdet. Inom det planerade förskoleområdet klarar miljökvalitetsmålet.
- > Avseende PM₁₀ klaras både MKN och miljökvalitetsmålen för både årsmedelvärdet och 90-percentilen av PM₁₀ i hela planområdet och angränsande område.
- > Det är tydligt att det är den kumulativa effekten från fjärrvärmeverket, vägtrafik samt emissioner från P-hus som ger de höga halterna.
 - > Därmed blir det viktigt att exempelvis åtgärda självdragsventilationen för att undvika utsläpp i de norra delarna av P-huset.
 - > Haltbidraget från fjärrvärmeverket har en relativt stor påverkan på de totala halterna i området, framför allt gällande NO₂ i planområdets nordöstra del. För att förbättra spridningsförutsättningarna från fjärrvärmeverket skulle bland annat en högre skorsten kunna installeras.

5 Referenser

- 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. 2017. Samlad bedömning av skyddsavstånd och åtgärder Aspen strand. COWI-rapport A083067/4/02/5/RAP001.
- COWI. 2018. Aspen strand – luftutredning P-hus. COWI-rapport A105901.
- COWI. 2021. Kompletterande luftutredning för Aspen Strand -. COWI-rapport A127487-4-02-1-RAP-005-Luftutredning.
- CSIRO. 2008. TAPM. User Manual Version 4 - Division of Marine and Atmospheric Research. Aspendale, Vic.: CSIRO.
- Datavärdskaft luft SMHI. 2021. "Datavärdskaft luft". Hämtad 12 januari 2021 (<https://datavardluft.smhi.se/portal/yearly-statistics>).
- Fridell, Erik, Martin Ferm, och Anders Ekberg. 2010. "Emissions of Particulate Matters from Railways – Emission Factors and Condition Monitoring". Transportation Research Part D: Transport and Environment 15(4):240–45. doi: 10.1016/j.trd.2010.02.006.
- Gustafsson, Mats, Göran Blomqvist, Andreas Dahl, Anders Gudmundsson, och Erik Swietlicki. 2006. Inandningsbara partiklar i järnvägs miljöer. VTI.
- Gustafsson, Mats, Göran Blomqvist, Karsten Håkansson, Johanna Lindeberg, och Sören Nilsson-Påledal. 2007. "Järnvägens föroreningar - Källor, spridning och åtgärder".
- Göteborgs stad Trafikkontoret. 2016. "Mejlkontakt mellan COWI och Trafikkontoret".
- INFRAS. 2022. "HBEFA 4.2 - Handbook Emission Factors for Road Transport - Bern/Graz/Heidelberg/Lyon/Göteborg, February 23, 2022". Hämtad (https://www.hbefa.net/e/documents/HBEFA42_Update_Documentation.pdf).
- IVL Svenska Miljöinstitutet. 2019. Luftkvalitetsmätningar i Lerum 2018. IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Kindell, Sven. 2012. "Beräknade partikelhalter för år 2010 vid utvalda gatu- och vägavsnitt i Göteborgsregionen". Luftvårdsprogrammet i Göteborgsregionen Rapport 156:32.
- Luftvårdsförbundet i Göteborgsregionen. 2019. Objektiv skattning för kommunerna i Göteborgsregionens luftvårdsförbund 2019. Luftvårdsförbundet i Göteborgsregionen.
- Naturvårdsverket. 2017. Barns hälsa och luftföroreningar.
- Naturvårdsverket. 2019. Luftguiden: handbok om miljökvalitetsnormer för utomhusluft.
- Naturvårdsverket. 2020. "Så fungerar arbetet med Sveriges miljömål - Sveriges miljömål". Hämtad 02 februari 2022

(<https://www.sverigesmiljomal.se/sa-fungerar-arbetet-med-sverigesmiljomal/>).

Olofson, Helene. 2017. Ren regionluft - Beräkningar kvävedioxid i Lerums kommun 2015. Ren regionluft 2015. R 2017:08. Göteborgs Stad Miljöförvaltningen.

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).

Socialstyrelsen. 2006. Kemiska ämnen i inomhusmiljön.

VTI, Urban Björketun, och Arne Carlsson. 2005. Trafikvariation över året : trafikindex och rangkurvor beräknade från mätdata. VTI., VTI notat 31-2005.

Bilaga A Beskrivning av TAPM-modellen

För spridningsberäkningarna har TAPM (The Air Pollution Model) används, vilket är en 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 1 x 1 km 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 1 x 1 km utan att behöva använda platsspecifika meteorologiska observationer. Modellen kan utifrån detta beräkna ett tredimensionellt vindflöde från marken upp till ca 8 000 m höjd, lokala vindflöden (så som sjö- och landbris), terränginducerade flöden (t.ex. runt berg), omlandsbris samt kallluftsflöden mot bakgrund av den storskaliga meteorologin. Även luftens skiktning, temperatur, luftfuktighet, nederbörd m.m. beräknas horisontellt och vertikalt.

Med utgångspunkt från den beräknade meteorologin beräknas halter för olika föroreningsparametrar timme för timme och inkluderar, förutom dispersion, även kemisk omvandling av SO₂ och partikelbildning, fotokemiska reaktioner (bl.a. NO_x, O₃ och kolväte) i gasfas samt våt- och torrdeposition. Man kan även själv definiera den kemiska nedbrytnings- samt depositions-hastigheter på ett eller flera ämnen i modellen.

Långdistanstransporterade luftföroreningar kan definieras genom att koppla timupplösta halter till modellkörningarna. Biogeniska ytemissioner (VOC) kan också inkluderas. Detta har visat sig vara viktigt för både ozon- och partikelbildningen (Pun, et al. (2002)).

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).

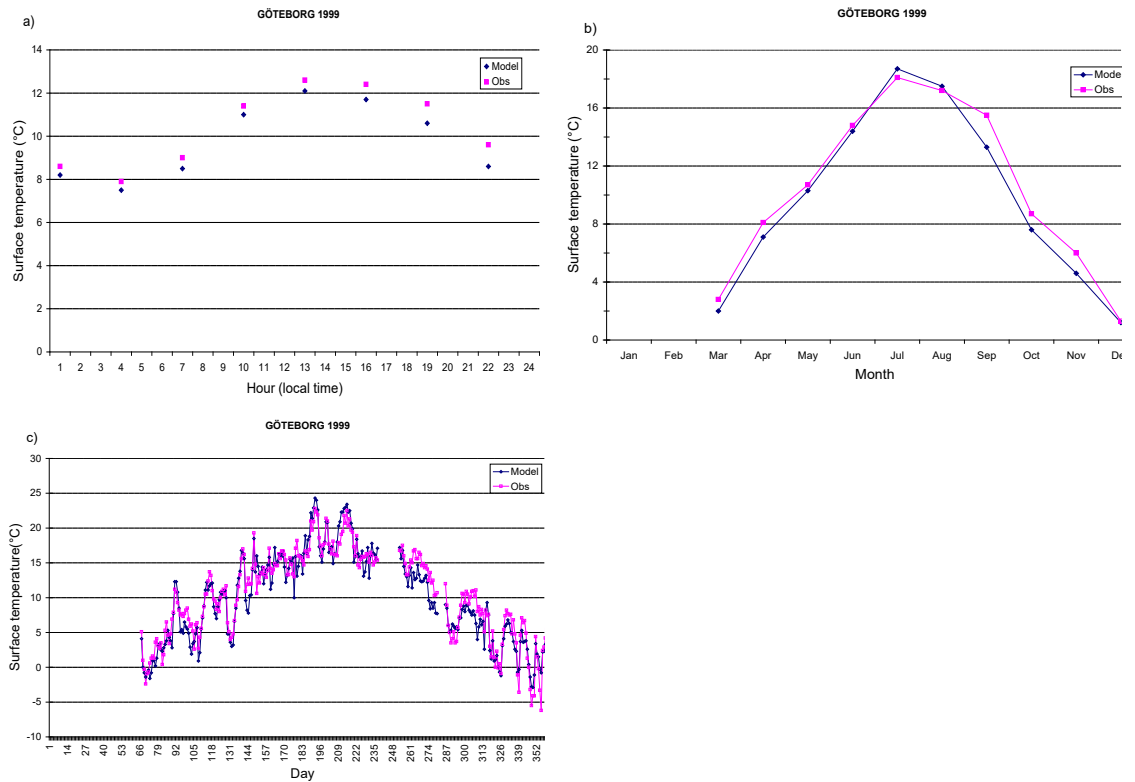
Modellen har validerats i både Australien och USA, och IVL Svenska miljöinstitutet har också genomfört valideringar för svenska förhållanden i södra Sverige (Chen m.fl. 2002). Resultaten visar på mycket god överensstämmelse mellan modellerade och uppmätta värden.

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).

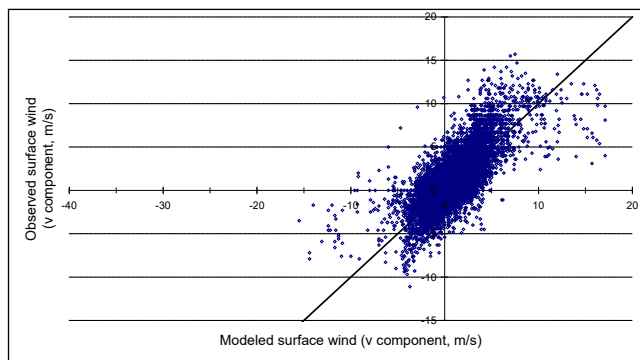
Figur A.1.

Uppmätt och modellerad lufttemperatur i Göteborg för 1999 (a) timvariation; (b) säsongsvariation; (c) dygnsvariation.



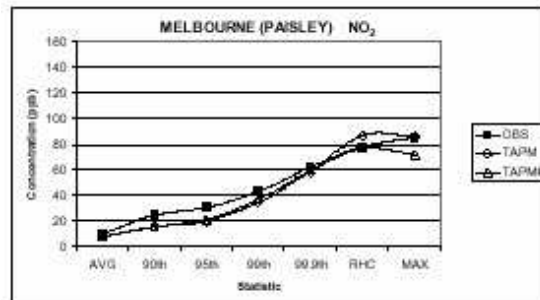
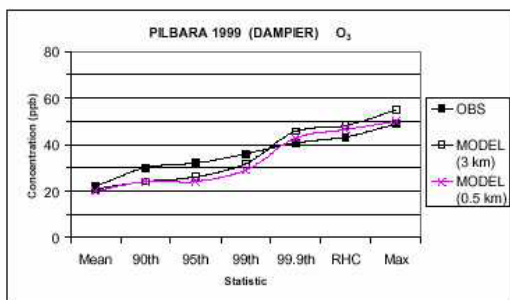
Figur A.2.

Jämförelse mellan beräknad och uppmätt vindhastighet vid Säve 1999.



Figur A.3.

Jämförelse mellan uppmätta O₃- och NO₂-halter i Australien, gridupplösning 3 x 3 km.



Referenser

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

Pun, B K. Wu S-Y and Seigneur C. 2002: "Contribution of Biogenic Emissions to the Formation of Ozone and Particulate Matter in the Eastern United States" Environ. Sci. Technol., 36 (16), 3586 -3596, 2002.

Bilaga B Beskrivning MISKAM-modellen

MISKAM betyder Microscale Climate and Dispersion Model. MISKAM-modellen 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 i 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. under-flow d.v.s. 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 planering i planeringsprocesser av nya vägdragningar eller nybyggnation i urbana områden. Modellen är utvecklad av Institute for Atmospheric Physics vid Johannes Gutenberg-universitetet i Mainz.

MISKAM-modellen ingår i ett modellsystem, SoundPLAN där även externbuller kan beräknas. Programmet kan räkna i enlighet med alla större internationella standarder, inklusive nordiska beräkningsmetoder för buller från industri, vägtrafik och tågtrafik. Resultatet kan bestämmas i enskilda punkter eller skrivas ut som färgkartor för större ytor.

Bilaga C Beskrivning av ADMS-modellen

För att beräkna plymlyftet har modelleringsprogrammet ADMS version 5.2.2 använts. Atmospheric Dispersion Modelling System (ADMS) är en diagnostisk spridningsmodell som är utvecklad av Cambridge Environmental Research Consultants (CERC) i Storbritannien. Den används huvudsakligen för att simulera emissioner från punkt- eller ytkällor (dvs. med varma gaser eller som passiva utsläpp) till atmosfären. Modellen används över hela världen både för beräkning av industriutsläpp och i luftkvalitetsövervakningssyften i t.ex. urbana miljöer. Modellen inkluderar effekten av byggnader, topografi och kust/inlandseffekter vid spridningsberäkningarna. ADMS kan, förutom vanlig spridning, även beräkna torr- och våtdeposition, plymvisibilitet och lukt.

ADMS hanterar såväl timupplösta meteorologiska data såväl som väderstatistik och resultaten kan visas som spridningskartor och/eller i enskilda receptorpunkter i ett antal olika applikationer. Emissioner kan läggas in i ADMS som punkt-, area-, linje-, volym- och så kallade jektkällor.

Eftersom vinden, både riktning och hastighet, är den parameter som starkast påverkar spridningen, oavsett vilken modell som används så är det mycket viktigt att en lokalt framtagen meteorologi används. För att ge relevant lokal meteorologiska indata har modellen TAPM (version 4.0) från Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation (CSIRO) i Australien använts. TAPM är en storskalig meteorologisk prognosmodell som behöver indata i form av storskalig meteorologi, topografi, markanvändning m.m. Baserat på detta beräknas lokalt modifierad vind, dvs. avlänkning pga. topografi, sjö/landbris, omlandsbris, inversioner m.m.

Eftersom meteorologin kan variera ganska mycket från ett år till ett annat, är det fördelaktigt att använda ett så kallat meteorologiskt typår för beräkningarna. Ett meteorologiskt typår består av januari för ett år, februari för ett annat o.s.v., för att sammantaget få väderdata för ett typiskt år, baserat på storskaliga vädermönster. Vilka årtal som gäller för olika månader i ett meteorologiskt typår varierar på olika platser i landet.