

JULI 2018

FUD-PROJEKT TRAFIKVERKET

DAMNING OCH BULLER VID BYGGARBETSPLATSER

RAPPORT

Marie Haeger-Eugensson¹, Anna Bjurbäck¹, Helen Nygren¹,
Sara Janhäll², Kristoffer Hultberg¹, Mats Gustavsson²,
Christine Achberger¹, Marian Ramos García¹, Frida Lindstein¹

COWI¹; VTI²

COWI
vti

ADRESS COWI AB
Skärgårdsgatan 1
Box 12076
402 41 Göteborg

TEL 010 850 10 00

FAX 010 850 10 10

WWW cowi.se

PROJEKTNR.

A088517

DOKUMENTNR.

A088517-4-03-001-Damning och buller vid byggarbetsplatser

VERSION

0.3

UTGIVNINGSDATUM

2018-07-13

BESKRIVNING

Damning och buller
vid byggarbetsplatser

UTARBETAD

Marie Haeger-Eugensson
Anna Bjurbäck
Helen Nygren
Sara Janhäll
Kristoffer Hultberg
Mats Gustavsson
Christine Achberger
Marian Ramos García
Frida Lindstein

GRANSKAD

Erik Bäck

GODKÄND

Marie Haeger-Eugensson

INNEHÅLL

1	Sammanfattning	7
2	Inledning	10
3	Bakgrund	11
3.1	Damning av partiklar från byggarbetsplatser	11
3.1.1	Passiv damning från byggarbetsplatser	11
3.1.2	Byggdamm på allmän väg	12
3.1.3	Riktvärden damning	12
3.1.4	Använda vegetation som partikelfilter?	14
3.2	Buller från byggarbetsplatser	15
3.2.1	Väglledning och riktvärden	16
3.2.2	Ljudeffekt för bullrande arbetsmoment	17
3.2.3	Beräkningsmetoder	18
3.2.4	Omgivningseffekter och erfarenheter	18
4	Syfte	19
5	Försöksområden damning	19
5.1	Göteborg – passiv damning	20
5.2	Linköping – byggdamm på allmän väg	21
6	Metodik damning	22
6.1	Beräkning av emissionsfaktorer	22
6.1.1	Framtagande av EF för passiv damning	22
6.1.2	Meteorologi vid fluxmätningarna	25
6.1.3	Mätningar av byggdamm på allmän väg	29
6.1.4	Framtagande av EF för byggdamm på allmän väg	31
6.2	Spridningsberäkningar Luft	33
6.2.1	Spridningsberäkningar av passiv damning med timupplösning	34
6.2.2	Mätningar av partikelhalter vid byggarbetsplats	35
6.2.3	Passiv damning och byggdamm på allmän väg	39
6.3	Filtreringseffekten av vegetation	40

6.4	Klassificering av damning	42
7	Metodik buller	42
7.1	Ljudeffekt och klassificering	42
7.1.1	Klass 1	43
7.1.2	Klass 2	43
7.1.3	Klass 3	44
7.2	Spridningsberäkningar Buller	44
8	Resultat	45
8.1	Beräkning emissionsfaktorer EF	46
8.1.1	EF passiv damning från byggarbetsplats	46
8.1.2	Mätning av utdrag av damm på allmän väg	47
8.1.3	EF damning allmän väg	50
8.2	Spridningsberäkning damning	55
8.2.1	Haltbidrag passiv damning mätperiod	55
8.2.2	Validering av passiv damning	56
8.2.3	Spridningsberäkning helår	59
8.2.4	Kombination passiv damning och byggdamm allmän väg	60
8.3	Spridningsberäkningar av byggbuller	63
8.3.1	Linjering med damningsberäkningar	63
8.3.2	Utökade beräkningar	65
9	Klassificering	66
9.1	Damning	67
9.1.1	Klassificeringstabell damning från arbetsplats	70
9.2	Buller	73
10	Diskussion	75
10.1	Passiv damning från byggarbetsplatser	75
10.2	Damning på allmän väg	76
10.3	Åtgärder damning	77
10.4	Buller	77
11	Referenser	78
Bilaga A	Beskrivning TAPM-modellen	81
Bilaga B	Beskrivning MISKAM-modellen	84
Bilaga C	Beskrivning av Wet Dust Sampler II (WDSII)	85

1 Sammanfattning

Inledning

I många av Sveriges tätorter pågår eller planeras det för en mängd stora infrastrukturella byggprojekt (vägar, järnvägar, broar m.m.). Då många av byggprojekten är lokaliserade i städer där det redan idag förekommer höga halter av partiklar i luft och bullerbelastningen ofta är stor, ökar risken att ställda krav för buller och miljökvalitetsnormer (MKN) för utomhusluft kommer att överskridas under långa byggfaser. Vidare gör stora byggprojekt det svårare att uppfylla de hårdare satta miljökvalitetsmålen till år 2020.

Vid byggarbetsplatser förekommer partikel- och bulleremissioner i olika omfattning beroende på arbetsplatsens storlek, vilka aktiviteter som pågår och de meteorologiska förutsättningarna. Grävarbeten eller förflyttningar av jordmassor i torr och blåsig väderlek gynnar damningen. Fordonstransporter på allmän väg drar med sig material ut på vägarna i anslutning till byggarbetsplatsen och ger ett tillskott till vägdammsförrådet på vägar och gator. Såväl partikelspridning som buller kan ge upphov till problem och olägenheter antingen i form av nedsmutsning eller överskridanden av MKN för partiklar (PM_{10} och $PM_{2,5}$) och riktvärden eller villkor för buller. Tidigare har det varit svårt och att uppskatta bidrag till både luftkvaliteten och depositionen (dvs. nedsmutsningen) av partiklar från byggarbetsplatser då det inte funnits några så kallade emissionsfaktorer (EF).

I detta projekt har en metodik för kvantifiering av damning utvecklats som kan användas på befintliga eller kommande byggen eller infrastrukturprojekt. Metodikerna möjliggör att beräkna belastning från passiv damning för jämförelse mot MKN och miljökvalitetsmålen för utomhusluft, om behov av beräkningar bedöms föreligga. För buller görs motsvarande värdering ifråga om utredningsbehov med befintliga schabloner och riktlinjer, enligt NFS 2004:15, som utgångspunkt.

Syfte

Det övergripande målet är att ta fram underlag för när olika metoder för beräkningar av partikelspridning och buller från byggarbetsplatser är lämpliga att använda, samt en klassificering av dessa för olika miljöer och storlekar på byggen. Det övergripande syftet med projektet är att spridningsmodellera passiv damning, damning på allmän väg och buller ifrån byggarbetsplatser för att kvantifiera vilka partikelhalter och bullernivåer som uppstår vid byggarbetsplatser.

Metodik

Passiv damning byggarbetsplatser

För att kunna validera befintliga emissionsfaktorer för passiv damning från byggarbetsplatser har mätningar gjorts på en byggarbetsplats på Hisingen i Göteborg. Platsen har stora ytor med löst material, arbeten pågår under lång tid och läget en bit utanför centrala Göteborg innebär att arbetsområdet antas vara den dominerande källan för passiv damning i området. Under fyra veckolånga mätperioder mättes partikelflödet – partikelfluxet – från olika delar av byggar-

betsplatsen med passiva provtagare. Genom att analysera resultaten från provtagningsutrustningarna har emissionsfaktorer för passiv damning från ytor tagits fram. Baserat på den faktiska meteorologin under mätperioden beräknades emissionen för olika delar av arbetsområdet med spridningsmodellen MISKAM. Genom att justera för veckodag (helg, vardag) och väderlek erhöles emissionsindex och medelvärden för haltbidraget för de olika veckorna. För att kunna validera resultaten från spridningsberäkningen gjordes även valideringsmätningar av partikelhalten under två dagar i maj 2017 med instrumentet DustTrak Model 8520. Eftersom partikelhalten är mycket beroende av väderförhållandena (vind- och nederbördsförhållanden) har de uppmätta partikelhalterna jämförts med meteorologiska data.

Byggdamm på allmän väg

För framtagning av emissionsfaktorer för utdrag av damm på väg från byggarbetsplatser har mätningar gjorts med instrumentet Wet Dust Sampler (WDS) vid två byggarbetsplatser i Linköping: Vallastaden och Vimanshäll. Haltprofiler från olika platser i Linköping har analyserats tillsammans med emissionsfaktorer från NORTRIP-modellen i en rad kombinationer av exempelvis trafikflöden, dubbdäcksandel och sandning.

Byggbuller

Motsvarande så kallade emissionsfaktorer för buller från anläggningsmaskiner finns redan definierade i stor omfattning. EU-direktivet 2000/14/EC stipulerar att 57 olika typer av utomhusutrustning ska vara märkta med en garanterad ljudeffekt i dB(A). Arbetet med byggbuller i denna utredning är att tillsammans med framtagna emissionsfaktorer för damning göra parallella simuleringar av olika typer av byggarbetsplatser, sett till omfattning och avstånd till närliggande bebyggelse för att klassificera utredningsbehovet. Traditionella generella åtgärder som skärmning, fasadåtgärder och exempelvis informationsspridning hänvisas till tidigare arbete (Trafikverket, 2013).

Vegetationseffekter

I rapporten diskuteras även vegetationens effekt på partikelhalterna och en klassificering av såväl damning som buller.

Resultat

Emissionsfaktorer för passiv damning från byggarbetsplatser och för damning från byggarbetsplatsrelaterad verksamhet, på allmän väg har tagits fram.

Resultaten har nåtts genom att använda data från tidigare utförda studier kombinerat med ett flertal olika mätningar och spridningsberäkningar.

De emissionsfaktorer som tagits fram för damning från byggarbetsplatser representerar torrt respektive regnigt väder och vardagar respektive helger. För de fall då sprängning sker har särskilda emissionsfaktorer tagits fram.

Det material som följer med byggfordon ut på allmänna vägar bidrar till damning. I projektet har emissionsfaktorer för detta tagits fram, som tar hänsyn till hur många byggfordonen är och avståndet från byggarbetsplatsen.

Rapporten innehåller dessutom verktyg för att klassificera damning och buller från byggarbetsplatser för att se om åtgärder behöver vidtas, och i så fall exempel på vilka.

Diskussion

Storleken på byggarbetsplatsen påverkar partikelemissionens storlek (utsläpp i g/m² och år) och därmed haltbidraget till omgivningen. Emissionen är starkt knuten till aktivitetsnivån, eftersom däckan på fordonen virvlar upp dammet från ytan så att det kan transporteras vidare med vinden.

Skillnaden mellan uppmätta och beräknade haltnivåer av passiv damning visar en underskattning på 27 procent mättag 1 och överskattning på 17 procent mättag 2, vilket ligger väl inom en godtagbar osäkerhetsmarginal.

Mätningar av damm på allmän väg utanför byggarbetsplatser visar att mängden (g/m²) avklingar relativt snabbt från byggarbetsplatsens utfart. Förutom markens beskaffenhet och fuktighet på byggarbetsplatsen är mängden byggtrafik central för hur mycket material som dras ut på vägen.

En möjlig åtgärd för att minska damningen från byggarbetsplatser är att använda vegetationsbarriärer. Olika studier visar olika effekt av detta, och mer utvärdering behövs.

Bullerberäkningar av de olika byggarbetsplatserna ger tydligt att riktvärdena för byggbuller generellt är svåra att klara i stadsmiljö, oavsett storlek på byggarbetsplats. Ett generellt antagande som kan göras är att maskindrivet anläggningsarbete bör förekommas av förstudier av byggbuller.

2 Inledning

I dagsläget förekommer det, och planeras fortsatt förekomma, en mängd stora infrastrukturella byggprojekt (vägar, järnvägar, broar m.m.) i många av Sveriges tätorter. Då många av byggprojekten är lokaliserade i städer där det redan idag förekommer höga halter av partiklar i luft och stor bullerbelastning, ökar risken att ställda krav för buller och miljö kvalitetsnormer (MKN) för utomhusluft kommer att överskridas under långa byggfaser, och även att de hårdare satta miljö kvalitetsmålen inte kommer att uppfyllas till år 2020. Vad det gäller belastningen från större infrastrukturprojekt utanför våra större tätorter kan de även ha en betydande påverkan på omgivningen, då projekten kan komma att pågå under många år, som exempelvis den planerade höghastighetsjärnvägen Ostlänken.

Det kommer sannolikt därför att vara av stor vikt att, inför framtida buller- och luftkvalitetsutredningar, veta om och i så fall när buller och diffusa emissioner kopplat till damning behöver inkluderas vid miljöutredningar, exempelvis MKB eller dylikt vid större infrastrukturprojekt. Därtill, om det visar sig att det blir överskridanden, behövs även rekommendationer om relevanta åtgärder.

Målet med det här projektet är därför att utveckla och ta fram underlag för när olika metoder ska användas för beräkningar av spridning av partiklar och buller från byggarbetsplatser. Tyngdpunkten i projektet ligger på damning på och runt byggarbetsplatser då kunskapsluckorna var störst här, varför även det mesta av metodutvecklingen har skett inom detta område. Det återspeglas också i denna rapport.

Det här projektet baseras på resultat från tidigare genomförda studier (Janhäll m.fl. 2013, Haeger-Eugensson m.fl. 2014, samt Haeger-Eugensson 2011) och kommer avseende damning bl.a. validera och vidareutveckla tidigare framtagna emissionsfaktorer, samt ta fram rekommendationer hur dessa ska användas. Rekommendationer kommer även att tas fram för hantering av buller med hänsyn till omgivning och situation, tillsammans med en typ av klassificering utifrån gällande riktlinjer avseende buller från byggarbetsplatser.

Den utvecklade metodiken för damning kan användas på befintliga eller kommande byggen eller infrastrukturprojekt för beräkningar av belastning från passiv damning för jämförelse mot MKN och miljö kvalitetsmålen för utomhusluft, om behov av beräkningar bedöms föreligga. För buller görs motsvarande värdering ifråga om utredningsbehov med befintliga schabloner och riktlinjer enligt NFS 2004:15 som utgångspunkt.

Arbetet syftar till att underlätta en samlad utredning av personexponering för både luftföroreningar och buller samt hälsokonsekvensbedömning med tillhörande samhällskostnader. Även föreslagna åtgärder kan användas vid behov.

3 Bakgrund

3.1 Damning av partiklar från byggarbetsplatser

Vid byggarbetsplatser förekommer olika typer av partikelemissioner i olika omfattning beroende på arbetsplatsens storlek, aktiviteter samt meteorologiska förutsättningar. Det gäller dels så kallad passiv eller diffus damning från icke-vegetationsklädda markytor och dels uppvirvlat damm från allmän väg orsakad av så kallat utdrag av stoff från byggarbetsplatser. Detta kan ge upphov till olika problem och olägenheter antingen i form av överskridanden av MKN för partiklar (PM_{10} och $PM_{2,5}$) och/eller nedsmutsning.

3.1.1 Passiv damning från byggarbetsplatser

Passiv eller diffus spridning av damm från icke-vegetationsklädda markytor innebär att damm sprids i stort sett passivt till skillnad från exempelvis emissioner från avgasrör, som är lättare att kontrollera och följa upp då denna typ av utsläpp beror på fordonets verkningsgrad, hastighet m.m. Det har tidigare varit svårt att uppskatta det passiva bidrag av partiklar till luft och deposition (dvs. nedfall av stoff som orsakar nedsmutsning) från olika typer av verksamheter däribland byggarbetsplatser. Orsaken är att det inte funnits några s.k. emissionsfaktorer (EF, utsläpp i t.ex. $g/m^2/s$) utvecklade för denna typ av verksamhet. Motsvarande frågeställning har även funnits för större industriverksamheter så som gruvor m.m. varför utveckling av EF för båda dessa typer av verksamheter har pågått under ett antal år (Haeger-Eugensson 2010; Haeger-Eugensson 2013; Gustavsson 2015 m.m.). Nu finns därmed ett antal EF framtagna och vid jämförelse framgår att EF för byggarbetsplatser (Haeger-Eugensson 2010; Haeger-Eugensson 2013; Gustavsson 2015) och de utvecklade EF för ett grustag är i stort sett identiska trots att dessa är från helt olika platser, medan EF för industriverksamheter varit ca 5-10 gånger lägre än för byggarbetsplatser och grustag. Aktiviteterna inom området på byggarbetsplatser och grustag är dock likartade och även storleken på området med barlagd mark. Alla dessa EF är dessutom framtagna med samma metodik (utvecklad på IVL Svenska Miljöinstitutet av Haeger-Eugensson).

Skillnaden mellan byggen och grustag å ena sidan och industriverksamheter å andra sidan bedöms även fullt rimlig då de förstnämnda verksamheterna är mer likartade med bergskrossar och mycket interna transporter medan industriverksamheten har andra transportflöden m.m. Man kan alltså anta att metodiken och de framtagna EF för byggen i stort sett är redo att sammanställas, jämföras med data från vetenskaplig litteratur och testas, tillsammans med lokal meteorologi och platsspecifika aktiviteter, för uppskattning av emissioner för framtida byggarbetsplatser. I en mindre studie (Haeger-Eugensson och Peterson, 2009), som genomfördes i ett grustag, visades att förekomst av nederbörd (nb) och aktiviteten på markytan (av arbetsmaskiner, krossning m.m.) påverkar damningen betydligt. I Haeger-Eugensson m.fl. (2014) genomfördes en större studie där EF för damning beräknades för olika platser baserat på en mängd mätningar. Här inkluderades både aktiviteter inom respektive område och meteorologin inklusive markens förutsättningar (fuktig/torr).

3.1.2 Byggdamm på allmän väg

Vid fordonstransporter ut på allmän väg, ofta belagd med t.ex. asfalt, kommer vägdammsförrådet på vägen eller gatan att öka markant. Detta kommer att öka damningen från vägen också när allmän trafik passerar på det allmänna vägnätet nära byggarbetsplatsen och riskerar att bidra till höga PM_{10} -halter lokalt.

Vägdammsförrådet kan mätas med olika metoder och trots att det inte finns någon standardiserad mätmetod i dagsläget växer ett fåtal skolor fram. I detta projekt används den metod som utvecklats av VTI, som kallas Wet Dust Sampler (WDS, se Bilaga C). Detta är en våtmetod, där dammprovet insamlas med hjälp av högtryckstvätt av vägytan, vilket gör att metoden blir oberoende av fuktigheten på vägytan, och underlättar jämförelse mellan olika mättillfällen. Torra metoder kommer att vara mindre effektiva ju fuktigare vägytan är.

WDS (version II) används av VTI och två nya WDS III kommer att levereras till Norge och Finland i början av 2017, vilket gör metoden till den första vägdammsprovtagaren som finns i flera exemplar. I ett tidigare projekt användes WDS för mätningar av damm på olika avstånd från utfarter från byggarbetsplatser, på samma sätt som gjorts i föreliggande projekt.

Ett område där det finns behov av utveckling är utvecklingen av EF och validering av effekten på luftkvaliteten av utdragen jord/lera från bygget på omgivande allmänna asfaltvägar. I den internationella litteraturen har även denna del identifierats som mycket viktig för bidraget av damm från byggarbetsplatser. Här finns EF framtagna från bl.a. södra USA (EPA, 1974; Etymezian et al, 2008) men då meteorologin är mycket viktig för all uppskattning av passiv damning (Haeger-Eugensson m.fl. 2010) så bör detta kontrolleras för nordiska förhållanden. Resultaten kan då jämföras med EF från liknande källor vid olika nivåer av fuktighet (Mueller et al, 2015).

3.1.3 Riktvärden damning

De riktvärden som finns gällande damning är primärt att partikelhalten i omgivningsluft inte får överskrida de lagstadgade miljökvalitetsnormerna (MKN) för luft, här avseende partiklar (PM_{10}), se Tabell 1. MKN undantar dock halten inom själva byggarbetsområdet men spridningen från området till omgivningen får inte orsaka överskridanden av MKN, varken normen för årsmedelvärdet eller för 90-percentilen av dygnsmedelvärdet. Om byggets varaktighet är kort undantas sannolikt MKN, men för byggen som varar årsvis ska MKN följas.

Tabell 1. Miljökvalitetsnormer för utomhusluft enligt Luftkvalitetsförordningen SFS 2010:477 avseende PM_{10} .

Medelvärdesperiod	MKN ($\mu g/m^3$)	Antal tillåtna överskridanden per år
År	40	-
Dygn	50	35 dygn

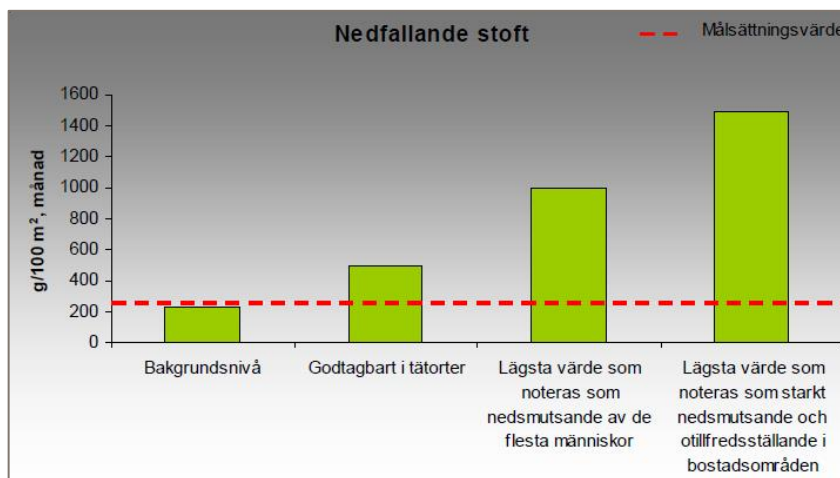
När det gäller hantering av nedsmutsning finns dock inga lagstadgade regler, utan det enda jämförelsemåttet för mängden nedfallat damm/stoft är från en mycket gammal utredning från Naturvårdsverket från 1969 (Persson, 1969). Här anges genomsnittligt nedfall av stoff/damm per ytenhet över en månad relaterat till en kvalitativ skala avseende smutsighet. Här anges ett begränsat antal "börvärden" att jämföra med (Tabell 2).

Tabell 2. Kvalitativ skala avseende smutsighet enligt Persson 1969 på månadsbas.

Stoftnedfall g/m ² /månad	Nedsmutsning enligt Persson, 1969.
2-3	Bakgrundsnivå
5-8	Godtagbart i tätorter
10-15	Noteras som nedsmutsande av de flesta människor
>15	Starkt nedsmutsande och otillfredsställande i bostadsområden

Människors upplevelse och de faktiska olägenheterna från nedsmutsning är dock oftare baserat på mycket kortare tidrymder. Det vill säga även om en månads totala nedfall är lägre än 5-8 g/m² (se Tabell 2) kan mindre mängder nedfall som sker under kortare tidsperioder ge mer eller mindre olägenheter för kringboende.

I brist på annat används i dagsläget ovanstående mått av flera verksamheter, däribland gruvindustrin. I Figur 1 ses LKABs tolkning av Perssons rekommenderade nedfall, där man lagt ett målsättningsvärde vid bakgrundsnivån.



Figur 1. LKABs tolkning och målsättning av Naturvårdsverkets rekommendationer (från 1969) för mängd fallande stoft (g/100 m² och månad) (LKAB 2010).

I miljölagstiftningen faller bevisbördan på verksamhetsutövaren och i dagsläget är det svårt, för att inte säga omöjligt, att veta hur man ska förhålla sig till kraven eftersom varken gränser eller mätmetoder är standardiserade. För att

kunna göra en bedömning av olägenheten från nedsmutsning behövs därmed ett nytt index. I detta arbete har inte ett sådant index utretts men några exempel kommer att visas avseende beräknad deposition för några av de försöksområden som använts för övriga beräkningar.

3.1.4 Använda vegetation som partikelfilter?

Vegetationens påverkan på den lokala luftkvaliteten kan vara både positiv och negativ. Den positiva effekten, förutom att växter är nettoproducenter av syrgas, är att luftföroreningarna deponerar på vegetationsytan. Därmed filtreras luften vilket innebär att den totala mängden luftföroreningar minskar. Hur stor denna renande effekt är oklar, särskilt i de nordliga delarna av världen där växtsäsongen är kort.

Den negativa effekten är bland annat vegetationens förmåga att agera vindskydd och att minska vindhastigheten. Detta minskar utspädningen av lokala utsläpp vilket kan öka halterna i närområdet. I täta stadsmiljöer, där utspädningen redan utan vegetation kan vara begränsad såsom i trånga gaturum med trafikutsläpp, är det därför risk att vegetation ytterligare motverkar spridningen. Växter släpper också ut flyktiga organiska ämnen (VOC) som i sin tur kan bilda partiklar (Ghirardo et al. 2016) och i urbana miljöer öka ozonhalter (Calfapietra et al 2013).

Vegetation kan placeras som en barriär mellan utsläppskällor (ofta större transportleder) och befolkningen, så att spridningen av föroreningarna från källan till befolkningen kan begränsas, och luften filtreras på sin väg.

Vegetationen påverkar luftkvalitet på olika sätt och det är svårt att sammanfatta det komplexa samspelet med ett enkelt samband som beskriver vegetationens effekt på luftkvalitet. Beroende på typ av vegetation, t.ex. träd eller buskar, barr- eller lövväxter, varierar vegetationens täthet och struktur. Vegetationstäthet, som kan mätas på flera olika sätt, påverkar vinden (bromsar hastigheten) och den småskaliga turbulensen och främjar partiklarnas deposition. Partikelstorleken hos föroreningen är av stor vikt för processerna, där grövre partiklar främst stoppas av fasta vegetationsdelar som inte påverkas lika starkt av vinden. När partiklarna väl har fastnat på vegetationen stannar de kvar på växten, tills de tvättas bort av regn, och halten partiklar i luften minskar. Även skuggning och ökad fuktighet nära vegetation kan minska damningen.

En annan viktig aspekt är att växter också kan bidra med partiklar samt förhöjda ozonhalter i urbana miljöer. Då växter släpper ut VOCer, som genom flera reaktioner bidrar till bildandet av ozon finns det risk att växter med relativt höga VOC-utsläpp bidrar till högre halter av marknära ozon. Vid val av arter borde därför hänsyn tas till att arten är både bra på att filtrera luft, samtidigt som den inte släpper ut så mycket VOC. I dagsläget är forskningen inom detta område begränsade till relativt få studier. Vidare förekommer stora individuella skillnader, även mellan växter inom samma art, så rekommendationer för artval kan inte göras inom ramen för detta projekt. Vad man däremot har sett på flera platser är att barrträd är bättre på att filtrera luft än lövträd, och blad med hår är bättre på att filtrera än hårlösa blad.

Trots vegetationens varierande effekt på luftkvaliteten kan vegetationsridåer ändå med fördel användas mellan byggarbetsplatser och omgivning. Effekten av detta är dock sällan kvantifierad och varierar mellan olika praktiska fall. Det finns dock några generella rekommendationer avseende vegetationens placering:

- > placera vegetation nära utsläppskällan, där halterna är höga, för att öka möjligheten att filtrera bort föroreningar eller styra undan den förorenade luften
- > tillse att vegetationen inte minskar utspädningen av föroreningar, till exempel undvik tät plantering av täta, höga träd i trånga och trafikerade gatorum, där föroreningarna kan stängas in
- > använd med fördel vegetationsbarriärer mellan trafiken och allmänheten, för att införa en depositionsytta för föroreningar och viss styrning av luften, och nyttja låga häckar om utspädningen av föroreningarna är viktig på platsen
- > vägg- och takvegetation i täta urbana miljöer ökar depositionsytorna och ger mindre begränsning för ventilationen än fristående vegetation
- > densiteten på vegetationen ska vara tillräckligt hög för att effektiv filtrering ska ske, men tillräckligt porös för att vinden ska kunna passera, annars sker ingen filtrering
- > planera redan från början vegetationen med tanke på alla de effekter av vegetation som kan uppstå i en komplicerad urbanmiljö, och väg olika delar av miljöeffekterna mot varandra.

3.2 Buller från byggarbetsplatser

I tidigare arbete med byggplatsemissioner (Trafikverket, 2013) redogörs brett för de olika bullerstörningar en byggarbetsplats kan ge upphov till samt även hur olika byggarbetsplatser ställs inför olika förutsättningar. Ett tunnelarbete kan sällan likställas med arbeten i grunda schakt avseende buller.

Bullerspridning i samband med byggarbeten hanteras ibland endast vid förekommen anledning, exempelvis klagomål. Intermittenta händelser eller kortare arbetsmoment är likväl svåra att utreda och hantera. Generellt är avstånd, tidsförlopp och skärmning de tre dominerande faktorerna för byggbuller.

Buller i samband med byggnation är i regel starkt varierande i tid och omfattning. Större infrastrukturprojekt utanför tätort och mindre husbyggnationer i centrala tätorter har ofta helt olika problem när det kommer till miljöproblem och störande buller. I slutändan är det ofta en avvägning mellan samhällsintresset och den faktiska hanteringen av beställaren och entreprenören som styr utfallet.

För att minska risk för störning till omgivningen bör förstudier av bullrande arbetsmoment genomföras för att bedöma vilka närliggande områden som kan komma att beröras av störningar.

Tidigare arbete, refererat ovan, påbjuder vidare utredningar för att kunna hitta tydligare vägval och praxis när det kommer till hanteringen av byggbuller. Exempelvis en handbok för beskrivning av miljöpåverkan och metoder för åtgärder mot effekter av byggprocessens miljöpåverkan och en fördjupad probleminventering avseende både luft och buller från byggprocesser.

3.2.1 Vägledning och riktvärden

NFS 2004:15 är ett allmänt råd som ger vägledning och riktvärden för buller från byggarbetsplatser med stöd i Miljöbalken 2 kap. 2-3 § och 26 kap. 19 §.

De allmänna råden redogör även för att avvikelser från riktvärden utomhus kan göras om inomhusnivåer innehålls. Detta medför ofta omfattande inventeringar av närliggande fastigheter med bullerkänslig verksamhet. I samband med längre byggsleden och anläggningsarbete kan även fasadåtgärder eller ersättningslokaler/bostäder bli aktuella för särskilt utsatta funktioner.

Som skyddsåtgärder i råden föreslås vallar, bullerskärmar, information till boende vid överskridanden och att bullerdämpande åtgärder på använd utrustning bör övervägas. Tidsbegränsning av byggverksamhet är en annan faktor som nämns som ett möjligt sätt att begränsa bullret.

Se Tabell 3 för översikt av de riktvärden som återges i NFS 2004:15.

Tabell 3. Riktvärden för buller från byggarbetsplatser enligt NFS 2004:15, samtliga värden i dB(A). Värden anges som utomhus/inomhus. Streck motsvarar att riktvärde saknas för aktuell tidsperiod.

Område	Helgfri måndag-fredag		Lördag, söndag och helgdag		Samtliga dagar	
	Dag	Kväll	Dag	Kväll	Natt	
	07-19	19-22	07-19	19-22	22-07	
	L _{Aeq}	L _{Aeq}	L _{Aeq}	L _{Aeq}	L _{Aeq}	L _{AFmax}
Bostäder för permanent boende och fritidshus – Utomhus/inomhus	60/45	50/35	50/35	45/30	45/30	70/45
Vårdlokaler – Utomhus/inomhus	60/45	50/35	50/35	45/30	45/30	-/45
Undervisningslokaler – Utomhus/inomhus	60/40	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-
Arbetslokaler för tyst verksamhet ¹ – Utomhus/inomhus	70/45	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-

¹ Med arbetslokaler menas lokaler för ej bullrande verksamhet med krav på stadigvarande koncentration eller behov att kunna föra samtal obesvärat, exempelvis kontor

3.2.2 Ljudeffekt för bullrande arbetsmoment

De flesta tillverkare av anläggningsmaskiner redovisar idag ljudeffektdata i enlighet med EU-direktivet 2000/14/EC eller (SS-)ISO 6395:2008. Direktivet är författningsreglerat i Sverige genom SFS 2001:1084 och beskriver att 57 olika typer av anläggningsmaskiner ska deklarera en garanterad ljudeffektnivå.

Tillgängliga emissionsdata för anläggningsmaskiner redogör dock inte alltid för ljudeffekten av det material maskinen hanterar vilket ökar osäkerheten i prediktering och tidiga beräkningar. Respektive tillverkare ska generellt deklarera ljudeffektdata per modell som avser motor, luftintag etc. i normal drift där ljudeffekten brukar öka med storleken på maskinen. Detta görs ofta som en så kallad "garanterad ljudeffekt" med en marginal om ca +1-3 dB till den uppmätta lju-

deffekten. Tillverkare saknar dock generellt ett systematiskt arbete för att hantera störningar till omgivningen. Möjligheten att dämpa och hantera buller från verksamhet med anläggningsmaskiner är starkt beroende på det material som hanteras och situationen (Wigholm, Nilsson, Johansson, 2013).

3.2.3 Beräkningsmetoder

Generellt brukar buller från verksamheter och byggarbetsplatser beräknas enligt den gemensamma nordiska modellen för beräkning av externt industribuller, DAL32 (Kragh m.fl., 1982). Beräkningsmodellen ingår bland annat i SoundPLAN, Predictor och motsvarande simuleringsprogram för buller. Modellen är relativt enkel men har hög precision vid detaljerade indata och underlag. Noggrannheten är något begränsad och saknar meteorologiska parametrar. Beräkningsmetoden är standardiserad för att hantera verksamhetsbuller i Sverige. Beräkningar görs i oktavband om indata finns tillgänglig.

Nord2000 är en beräkningsmodell som i Sverige idag främst används till vindkraftsbuller. Modellen har en möjlighet till högre noggrannhet än DAL32, men behöver samtidigt mer detaljerade indata, exempelvis meteorologiska. Beräkningar kan göras i tersband om indata finns tillgänglig.

3.2.4 Omgivningseffekter och erfarenheter

Erfarenhet från tidigare arbete i tätbebyggda områden är att det är svårt att uppfylla ställda riktvärden. Begränsade ytor medför även begränsade möjligheter att skärma buller samtidigt som exempelvis kollektivtrafik, vägtrafik och spårväg måste kunna passera. Effekten blir ofta att begränsning i tid för utförandet görs i dialog med tillsynsmyndigheter kringliggande verksamheter och bostäder.

Anläggningsmaskiner varierar ofta ifråga om spridningen av dimensionerande buller, trots att underliggande ljudeffekter för motorer ofta delas. En hjullastare kan antas orsaka buller på en höjd om 1-2 meter, medan en påkran varierar positionen för slag mellan 1 och 15 meter.

Projektet Skeppsbron i centrala Göteborg är ett typexempel där avvägningar kring samhällsintressen i form av nybyggnad av kollektivtrafik, bostäder mm ställdes mot de riktvärden som Naturvårdsverket redogör för i NFS 2004:15. I miljödomen M 4155-13 från Mark- och miljööverdomstolen 2014 begränsades tiden för bilning, pålning och spontning till vardagar 07-17 tillsammans med att riktvärden¹ för ljudnivåer inomhus omvandlades till begränsningsvärden², dock med lättnader om 5 dB. Övrigt arbete tidsbegränsades ej men lättades med 3

¹ Om riktvärden överskrids medför det en skyldighet för utövaren att vidta åtgärder så att villkoret innehålls.

² Om begränsningsvärden (tidigare: gränsvärden) överskrids måste produktionen omedelbart begränsas så att krav innehålls. Straffbelagda överträdelser medför att tillsynsmyndighet ska anmäla till polis- eller åklagarmyndighet.

dB. Tillsynsmyndighet tilläts dock medge avvikelser från gränsvärdena vid sökan-
des begäran.

I delar av överdäckningen av E45 som är ett angränsande projekt i centrala Gö-
teborg fastställdes istället endast inomhusvärdena i NFS 2004:15 som riktvär-
den i Mark- och miljööverdomstolens dom M 9369-15 från 2016.

I deldom M 638-16 från 2018 gällande Västlänken fokuseras endast på ljudni-
våer inomhus som riktvärden, där samtliga värden är i linje med NFS 2004:15.
En skärpning av riktvärdet görs för undervisningslokaler med 5 dB samt att ho-
tellrum nu också täcks in i linje med riktvärden för bostäder.

Dessa tre exempel tyder på att bedömningen att byggbuller är beroende på situ-
ationen och förutsättningarna för platsen samt att NFS 2004:15 är tydligt vägle-
dande i frågan.

4 Syfte

Studien har det övergripande målet att ta fram underlag för när olika metoder
för beräkningar av partikelspridning och buller från byggarbetsplatser är lämp-
liga att använda, samt en klassificering av dessa för olika miljöer och storlekar
på byggen. Det övergripande syftet med projektet är att spridningsmodellera
passiv damning och buller ifrån byggarbetsplatser för att kvantifiera vilka parti-
kelhalter och bullernivåer som uppstår vid byggarbetsplatser och som kan ha
stor påverkan på sitt närområde så länge bygget pågår.

Mer specifikt har utredningen följande detaljerade delsyften:

Luft: Visa hur, om och när behov finns av spridningsmodellering av damning
från byggarbetsplatser (passiv damning och från transporter inom och strax ut-
anför området), samt identifiering om och när avancerad respektive enklare mo-
dellering krävs. Behov anses finnas om en initial bedömning visar att det finns
risk för att damning kan bidra till för höga halter av PM₁₀ i området, med avse-
ende på nivåer över MKN eller miljökvalitetsmålen.

Buller: Motsvarande frågeställning som för luft men här avseende spridning av
buller från arbetsmaskiner och byggtrafik, relativt riktvärden utomhus och inom-
hus, inom byggarbetsplatser inklusive klassificering.

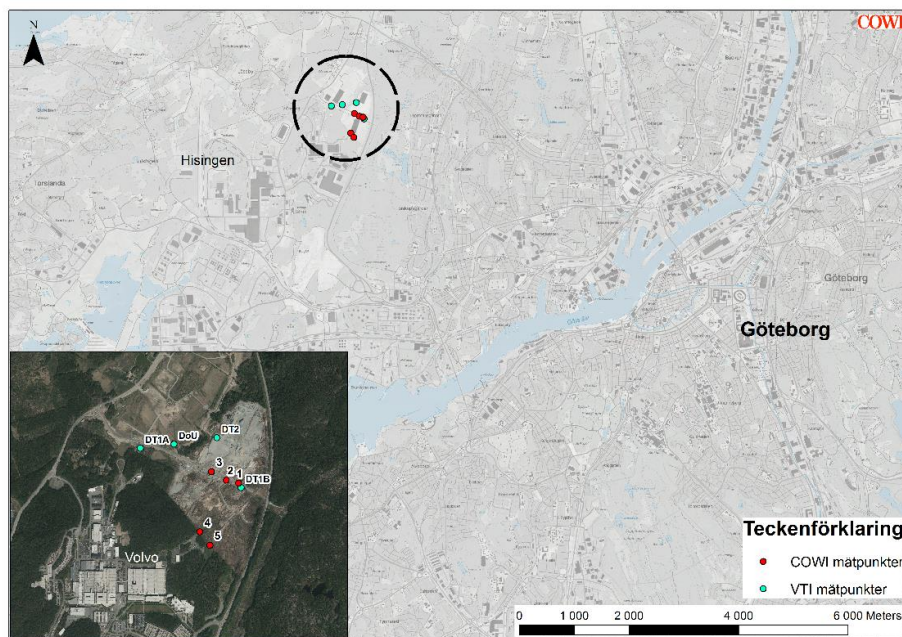
5 Försöksområden damning

Utveckling och validering av dels befintliga dels nyutvecklade emissionsfaktorer
för passiv damning och utdrag av byggdamm på allmän väg från byggarbets-
platser har gjorts på olika platser. Passiv damning har gjorts på Hisingen i Göte-
borg medan emissionsfaktorer för damning från utdrag på allmän väg har gjorts
i Linköping.

5.1 Göteborg – passiv damning

Emissionsfaktorer för passiv damning har, som nämns ovan, tidigare utvecklats för några olika typer av områden och verksamheter. Det är dock begränsade utredningar och resultatet har oftast inte validerats.

För att kunna validera befintliga emissionsfaktorer för passiv damning från byggarbetsplatser har därför mätningar gjorts på en byggarbetsplats på centrala Hisingen i Göteborg. I Figur 2 visas försöksområdets lokalisering i Göteborg.

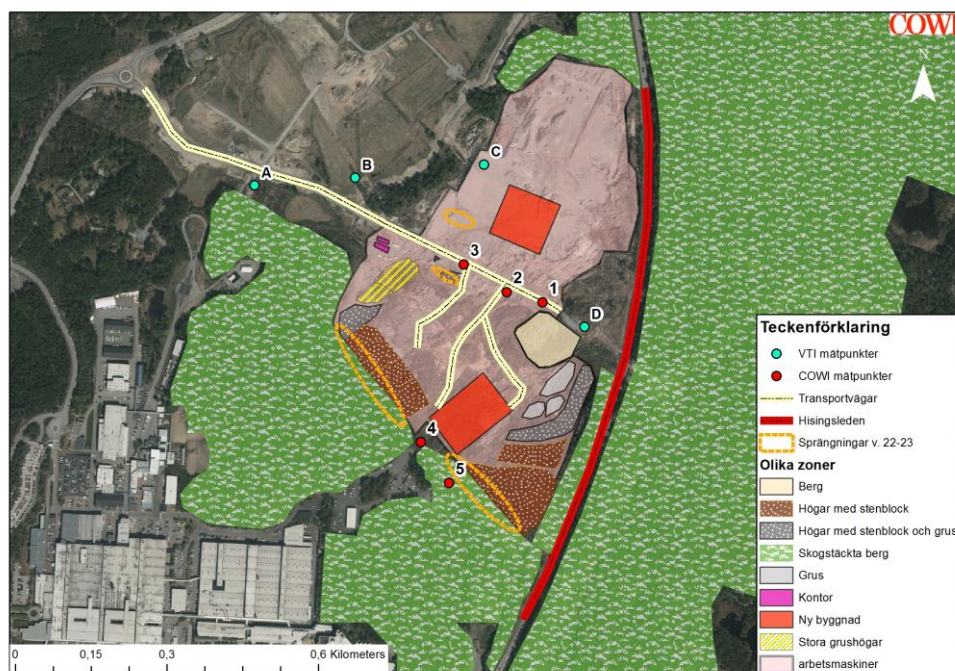


Figur 2. Lokaliseringskarta över byggarbetsplats på centrala Hisingen i Göteborg.

De kriterier som fanns inför valet av försöksområde för passiv damning från icke vegeterade ytor var ett byggarbetsområde med:

- > arbete pågående under längre tid
- > stora ytor frilagt löst material
- > olika typer av arbetsmaskiner
- > inga större vägar i direkt anslutning till byggområdet då det är svårt att särskilja källorna för damm. För buller kan dock närfältsmätningar av buller hantera detta problem (kontroll vid störningskänsliga punkter begränsas).

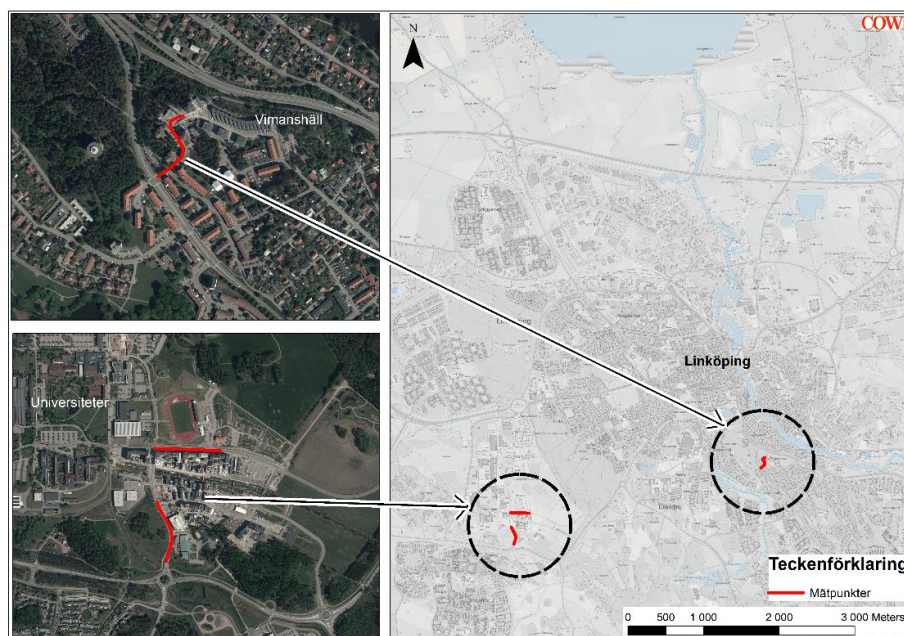
Dessa kriterier uppfyllades på anläggningen på Hisingen. Dessutom är det ett stort arbetsområde, varför påverkan på partikelhalterna kring området antogs vara stor. Det ligger också en bit utanför centrala Göteborg, vilket innebär att den mesta påverkan som uppstår i närområdet beror på emissioner från arbetsplatsen. Visserligen ligger arbetsplatsen nära en stor väg men det är mycket vegetation emellan så därför ansågs området vara ett tillräckligt avgränsat studieområde. Avslutningsvis tillät verksamhetsutövaren att mätningar gjordes inne på området. I Figur 3 visas en översikt över studieområdet och mätplatserna.



Figur 3. Studieområdet på centrala Hisingen med mätplatser utmärkta.

5.2 Linköping – byggdamm på allmän väg

För utveckling av emissionsfaktorer för utdrag av damm på väg från byggarbetsplatser har mätningar gjorts vid två byggarbetsplatser i Linköping (Figur 4).



Figur 4. Karta över de vägar där mätningar av vägdamm har genomförts och relaterats till byggarbetsplatser.

Mätplatser valdes där provtagning kunde ske nattetid med låg risk för trafikstörning eller påkörning. Mätningar gjordes vid två tillfällen. Vid första tillfället, 2015, användes två mätplatser; Vallastaden, där en ny stadsdel byggdes inför Bomässan 2017 och Vimansthäll, där nya hyreshus byggdes (se Figur 4). Vid Val-

lastaden var gatan en infartsväg till universitetsområdet med blandad trafik, förutom byggtrafiken. Vid Vimanshäll gjordes mätningarna på en liten gata med främst boendetrafik. Vid det andra tillfället, i maj 2017, valdes en annan mätplats vid Vallastaden, där trafiken främst är bussar och trafik till och från byggarbetsplatsen.

6 Metodik damning

För att kunna ge rekommendationer om och när damningsutredningar behövs samt vilka åtgärder som är relevanta har ett antal beräkningar och mätningar gjorts enligt de metoder som beskrivs i följande avsnitt.

6.1 Beräkning av emissionsfaktorer

Haltbidraget från olika byggarbetsplatser varierar dels till följd av storleken på emissionen, dels på spridningsförutsättningarna, vilka varierar geografiskt. Emissionen i sin tur varierar beroende på byggarbetsplatsernas storlek, meteorologin (dvs. torr/blöt mark), förekomst av verksamhet/aktivitet på området samt antalet arbetsmaskiner.

Genom att definiera emissionsfaktorer och därefter uppskatta emissionen, samt att beräkna halt- och depositionsbidrag i området kring de aktuella anläggningarna, kan storleksordningen på damningen från de ingående verksamheterna bestämmas.

6.1.1 Framtagande av EF för passiv damning

Uppskattning av EF för passiv damning har tidigare gjorts inom några olika projekt men där förutsättningarna delvis varit olika jämfört med föreliggande undersökning. Som underlag till detta projekt har därför ytterligare mätningar gjorts med samma mätmetodik som i de tidigare projekten (fluxmätning), varför resultaten kan jämföras.

För denna vidareutveckling av emissionsfaktorer för passiv damning mätte COWI partikelflödet eller partikelfluxet vid studieområdet i Göteborg. Med horisontellt flux, till skillnad från koncentration i luft och deposition, menas den mängd som transporteras genom en tänkt vertikal yta.

Mätningarna gjordes under fyra veckor våren 2017 (vecka 19-23) med passiva fluxprovtagare, se Figur 5. Mätningarna utfördes i fyra omgångar och varje omgång var en vecka lång. När en mätvecka var över plockades flaskorna in och ersattes direkt med nya. Fluxmätaren (som kallas MWAC, Modified Wilson and Cook) är en passiv provtagare för att mäta det horisontella fluxet av uppvirvlade partiklar från en viss riktning (Goossens & Offer, 2000). Partikelfluxet (gram per vertikal ytenhet och tidsenhet) erhålles genom vägning av flaskan före och efter exponering eller genom att skölja provtagaren med vatten som sedan filtreras.



Figur 5. Fluxprovtagaren. Partiklar transporteras in i flaskan med vinden. Innehållet sköljs ut med vatten och suspensionen filtreras och vägs. Vatten och partiklar kan analyseras vidare med avseende på exempelvis metaller.

Efter exponeringen sprayades flaskan inklusive dess rör med avjoniserat vatten och lösningen skickades till laboratoriet, där den filtrerades genom ett förvägt filter. Filtret vägdes därefter vid konstant temperatur och fuktighet. Viktökningen dividerades med rörets invändiga tvärsnittsarea och exponeringstiden.

Provtagaren har testats vid olika vindhastigheter av Goossens och Offer (2000) och har visat sig ha en hög effektivitet vid både låga och höga vindstyrkor. Effektiviteten sjunker dock vid vindhastigheter lägre än 1 m/s. Eftersom vinderosionen ökar med vindstyrkan är det dock viktigare att den fungerar bra vid höga vindhastigheter. Ett regnskydd, som även minskar effekten av vind i vertikal led och deposition av sedimentande partiklar, monterades ovanför provtagaren.

Fluxmätarna monterades dels i direkt anslutning till den dammande ytan, dels i det angränsande området, se Figur 6. Inloppsrören (de böjda rören på provtagarna) till fluxprovtagarna var fast monterade i riktning dels mot, dels från respektive källa. Partiklar transporteras alltså till och in i provtagarna med hjälp av vinden. Det som ansamlas i provtagaren är därmed den totala partikelmängden som transporteras från ytor och områden i lovert från den riktning som pipen pekar för respektive mätperiod. Eftersom det vid varje provtagningsplats även finns en provtagare med pipen ifrån byggarbetsplatsen så kan partiklar som kommer ifrån källor utanför byggområdet subtraheras så endast det lokala bidraget tas hänsyn till.

Från resultaten av mätningarna beräknades källstyrkan på tvåveckorsbasis som en medelemissionsfaktor (EF_0). Stora partiklar som inte lyckats ta sig ned i flaskan kommer också med i resultatet eftersom inloppsrören sprayas med vatten. Dessa jämfördes med de tidigare framtagna EF för passiv damning (Haeger-Eugensson m.fl. 2014). Storleken på den passiva damningen från en verksamhet beror till stor del av verksamhetens beskaffenhet, bl.a. aktiviteten inom området och väderleken (främst nederbörd/fukt och vindhastighet). Utifrån erhållna EF_0 , tillsammans med information om de lokala meteorologiska spridningsförutsättningarna samt verksamhetens beskaffenhet och aktiviteter kan en timvis EF beräknas.

För att visa förutsättningarna i det område där den passiva damningen uppmättes, visas ett antal bilder nedan, se Figur 7 till Figur 9.



Figur 6.



Figur 7.



Figur 8.

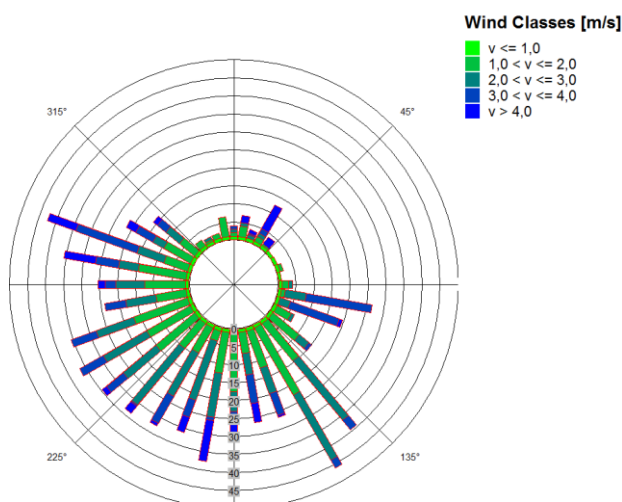


Figur 9. Detalj från byggarbetsplatsen.

6.1.2 Meteorologi vid fluxmätningarna

Vid jämförelse mellan modellerade och uppmätta halter, är det viktigt att utgå från de lokala förutsättningarna som rådde på platsen under mätperioden. Lokal meteorologi för den tidsperiod som mätningarna gjordes är därför mycket viktig att använda. Då det inte fanns några meteorologiska mätningar tillräckligt nära mätplatserna användes TAPM (The Air Pollution Model, se vidare Bilaga A), som är en validerad storskalig meteorologisk prognosmodell, för att beräkna lokal vindhastighet och vindriktning. Nederbördsdata hämtades från mätstationen i Säve på norra Hisingen.

Olika meteorologiska parametrarna för de fyra mätveckorna visas i Figur 10.

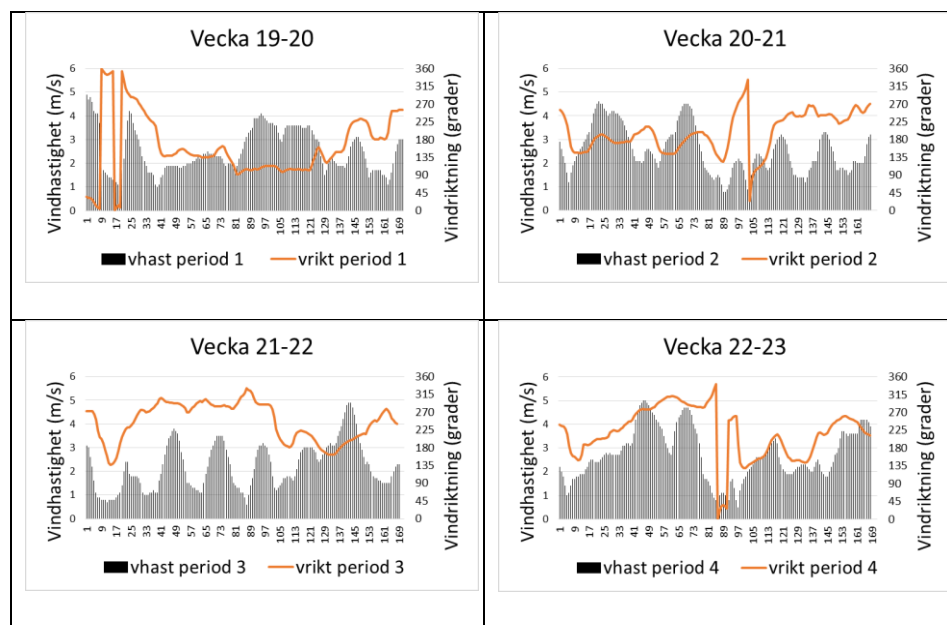


Figur 10. Vindhastighet och vindriktning vid byggarbetsplatsen för vecka 19-23 2017, vilket var då mätningarna gjordes.

Diagrammet visar fördelningen av vindhastigheter och riktningar under mätperioden. Under den här tiden är vindar från sydostliga till nordvästliga riktningar dominerande (135 till 315°), medan nordliga och ostliga vindar förekommer i

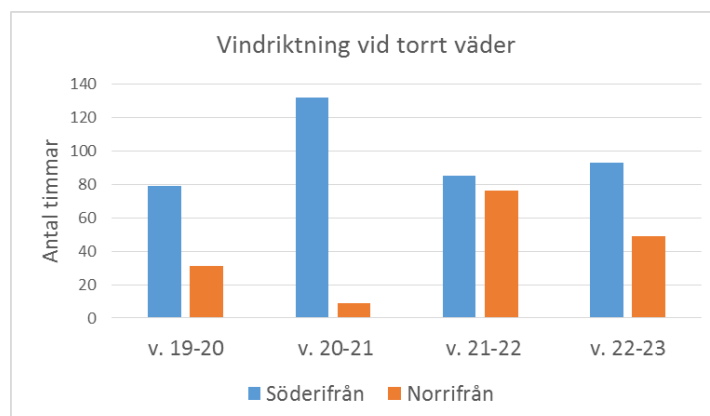
mycket mindre utsträckning. Vindhastigheter högre än 4 m/s är främst förknippade med sydvästliga vindar.

Meteorologin, med avseende på vindhastighet och vindriktning, på platsen för respektive mätvecka kan ses i Figur 11. Vindhastigheten har varierat mellan strax under 1 m/s och upp till 5 m/s. I vecka 21-22 följer vindhastigheten en tydlig dygnsvariation med högre hastigheter på dagen än på natten. Under vecka 21-22 var vindriktningen mer stabil än under de andra veckorna.

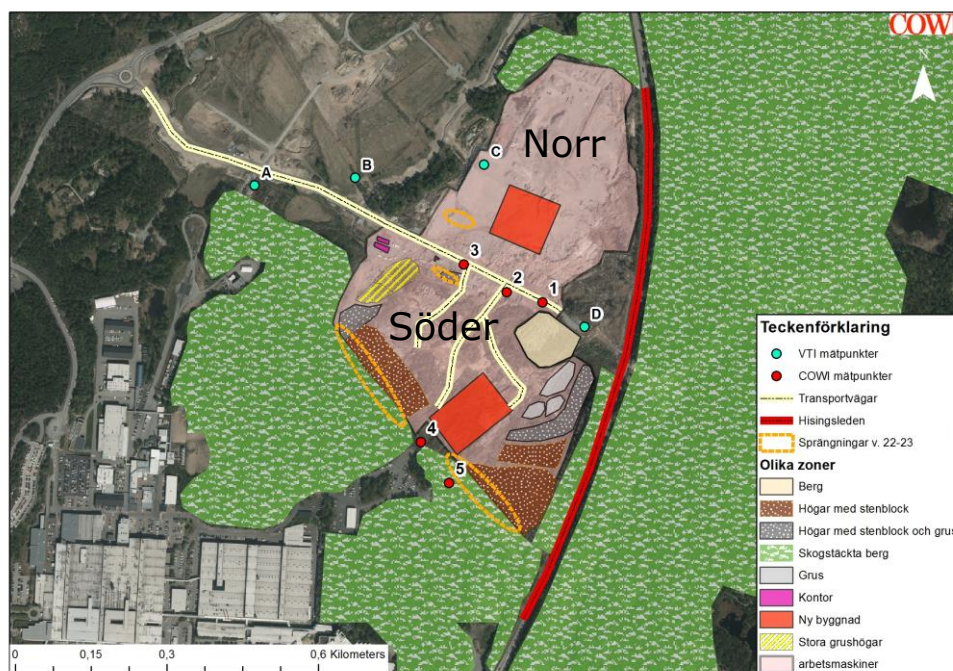


Figur 11. Variationer i vindhastighet och vindriktning på mätplatserna under de fyra mätperioderna.

Figur 12 visar hur ofta det blåser från norr respektive söder (se Figur 13) vid torrt väder de olika mätperioderna. Bortsett från vecka 21-22 förekom sydliga vindar betydligt oftare än nordliga vindar.



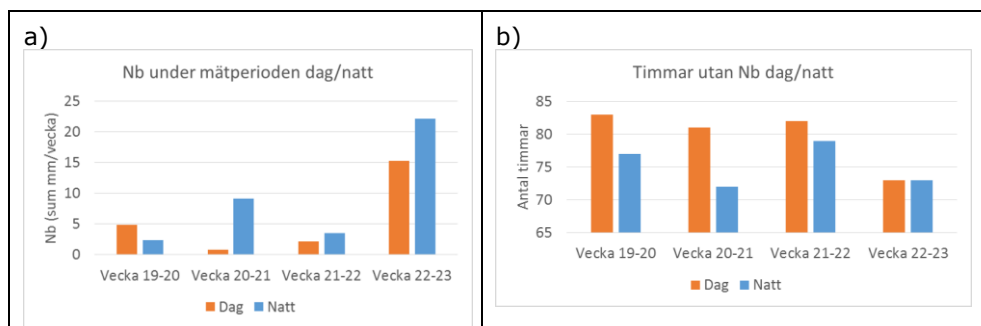
Figur 12. Vindriktning vid torrt väder under de fyra mätperioderna, söderifrån (blå) respektive norrifrån (orange).



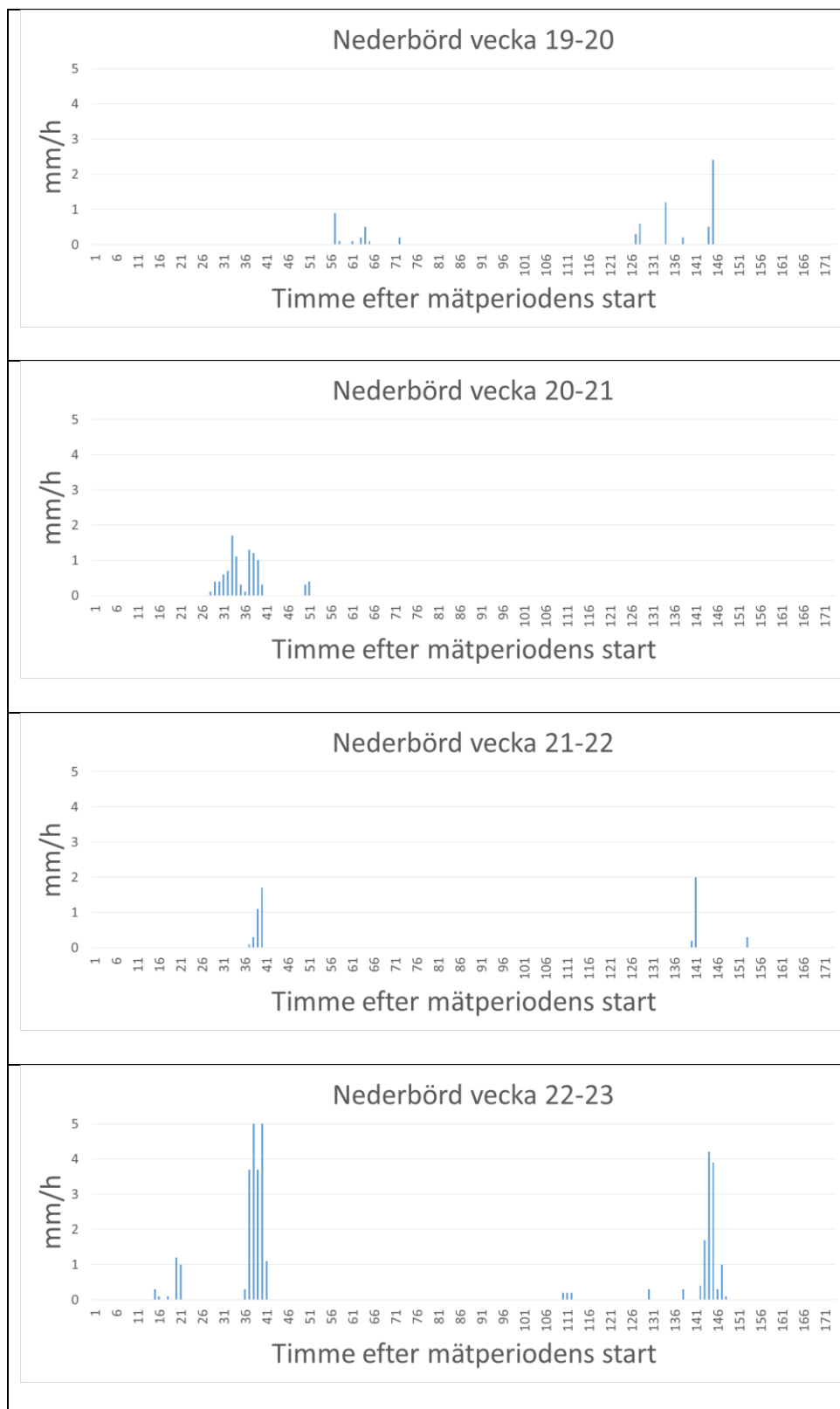
Figur 13. Den norra respektive södra delen av området.

Mängden nederbörd som fallit de olika mätperioderna visas i Figur 14a och Figur 14b där endast timmar helt utan nederbörd visas. Ingen av veckorna har varit helt torr. Minst nederbörd föll under vecka 21-22, och mest under vecka 22-23. Förutom i vecka 19-20 har dock nederbörden främst kommit på natten när ingen aktivitet på byggarbetsplatsen pågick. Nederbördsmängderna dagtid i vecka 20-21 och 21-22 är mycket små.

Figur 15 visar nederbördsförekomsten och mängderna mera detaljerad över tid. Här syns tydligt att det oftast är flera timmar i följd med nederbörd och längre intervaller med uppehåll. Nederbördsintensiteten har för det mesta legat mellan strax över 0 och 2 mm/timme, bortsett från vecka 22-23 då regnet var kraftigare. Vid två tillfällen denna mätperiod var det mer nederbörd än 5 mm/h, det regnade då 8 respektive 5,2 mm/h, hela höjden på dessa värden syns inte i Figur 15.



Figur 14. Nederbördsmängder under de fyra mätperioderna, uppdelat på dagtid (orange) respektive natttid (blå) a) (mm/vecka), b) antal timmar utan nederbörd.



Figur 15. Tillfällen med nederbörd under mätveckorna. Vid två tillfällen vecka 22-23 var nederbörden större än 5 mm/h, värdena var då 8 respektive 5,2 mm/h.

6.1.3 Mätningar av byggdamm på allmän väg

VTI har, med hjälp av provtagaren Wet Dust Sampler (WDS, se Bilaga C) i tidigare projekt genomfört mätningar av mängden partiklar på vägyta utanför en byggarbetsplats/dammande industriverksamhet. Resultaten har använts för vidareutveckling av EF, det vill säga hur stor andel av detta material som kommer att virvla upp och utgöra ett tillskott partikelhalten i luft. Flera faktorer påverkar mängden material på vägytan, t.ex. mängden transporter ut från byggarbetsplatsen, trafikens beskaffenhet på vägen, typ av verksamhet och markbeskaffenhet (om det är lera, sand eller jord på byggområdet). Meteorologin påverkar också på flera sätt. Dels kommer fuktiga ytor inne på byggarbetsplatsen göra att mer material fastnar på fordonens hjul och förs ut från området och dels påverkas damningen från vägytan av upptorkning och bortsköljning av material. Därför kommer lokala förhållanden vara viktiga och mätningar behöver göras på några olika platser och vid ett par olika meteorologiska förhållanden för att utvärdera variabiliteten.

Mätningarna med WDS görs genom att prover tas på vägytan i en gradient bort från en byggarbetsplatsutfart. Då proverna blir förhållandevis många används i första hand provernas turbiditet för utvärdering. Provens turbiditet har hög korrelation med provets partikelinnehåll. Några prover med markant olika turbiditet filtreras och analyseras gravimetriskt för att "hänga upp" turbiditetsdata på. Täthet och avstånd i gradienten styrs av omgivningsförhållanden. Information om markförhållanden och byggtrafik inhämtas liksom trafikmängder på den studerade vägen/gatan.

Mätningarna med WDS genomfördes i Linköping vid två tillfällen. Vallastaden var 2015 en omfattande byggarbetsplats för en ny stadsdel i Linköping. Marken i området består till största delen av lera. Mätningen gjordes med utgångspunkt från den västliga utfarten från byggområdet ut på Johannes Magnus väg och söderut, vilket är vägen ut ur området för byggtrafik. Ingen detaljerad data om byggtrafikens omfattning finns, men ansvariga uppskattar den genomsnittliga trafiken till ca 150 transporter per dag. Vimanshäll har en mer komplex geologi, med en del berg i dagen men även mycket finmaterial i de övre jordskikten. Mätningen här gjordes på Bockhornsgatan från en utfart från en byggarbetsplats för ett antal bostadshus på gatans norra sida, i riktning för utgående byggtrafik. Ingen data finns om byggtrafiken på detta bygge. Båda mätplatserna uppfattades som mycket smutsiga vid utfarterna.

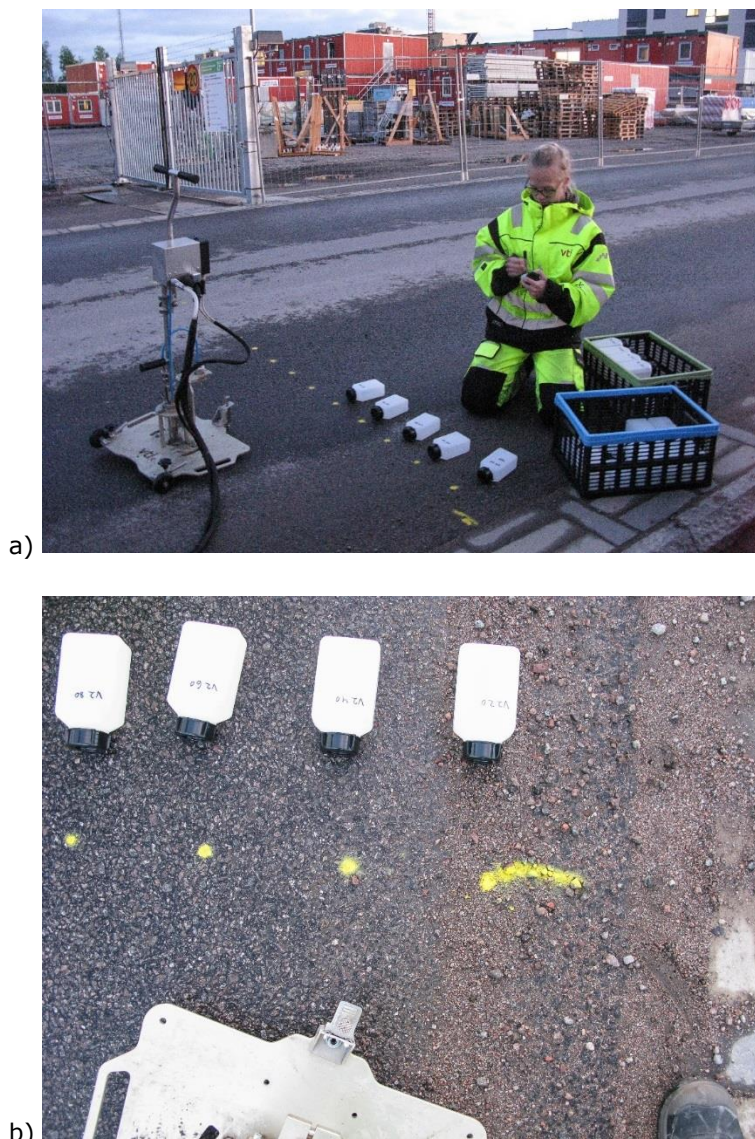
Mätningen 2017 genomfördes också vid Vallastaden, men denna gång vid en byggutfart på Kunskapslänken, som, förutom byggtrafiken, i huvudsak trafikeras av bussar, då gatan övergår till bussgata direkt öster om byggutfarten (Figur 16 och Figur 17). Antalet transporter bedöms till 150 per dag i genomsnitt. Busstrafiken på vardagar är ca 190 bussar i båda riktningar, dvs. ca 95 per dag i varje riktning. Figur 18 visar provtagning med WDS vid en byggutfart.



Figur 16. Mätplatsen på Vimanshäll i östra Linköping, där trafiken från byggarbetsplatsen gick åt samma håll, medan den förbipasserande trafiken rörde sig i båda riktningarna och främst utgjordes av personbilar i låg hastighet.



Figur 17. Utfart från Vallastaden 2017 och bussgatan som utfarten mynnar ut på. Foto i riktning där byggtrafik inte går.



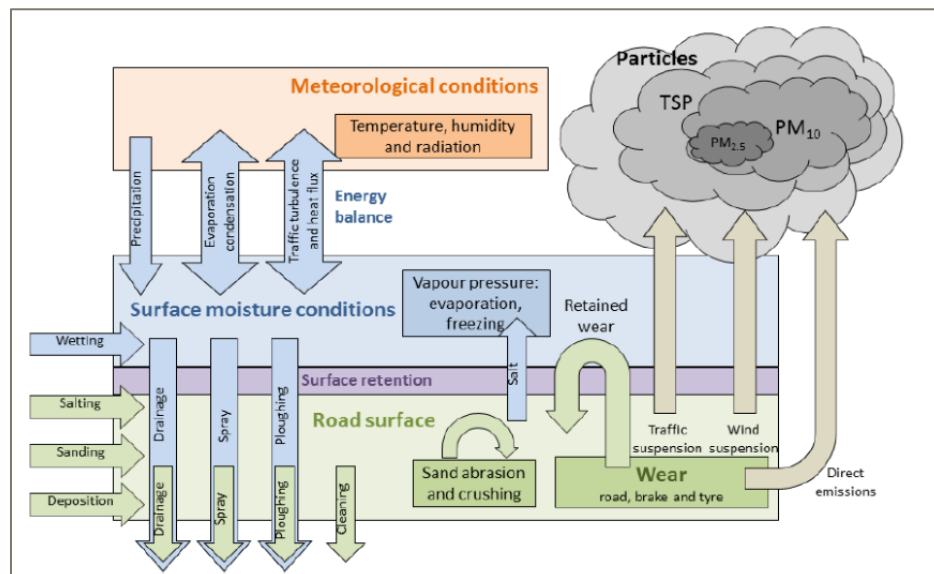
Figur 18. a) Provtagning i profiler tvärs vägen med WDS. b) Detalj av vägyta med byggdamm och påtaglig ansamling längs kanten.

6.1.4 Framtagande av EF för byggdamm på allmän väg

För att komma från uppmätt damnmängd på vägytans olika delar till en emissionsfaktor behövs en mängd information så som meteorologi och upptorkning m.m. (se vidare nedan). De här processerna är samma som styr uppvirvling av ackumulerat damm på vägar (från slitage av vägbana och sandning m.m.), s.k. resuspension. På byggtrafikpåverkade gator är dammansamlingen betydligt högre än på normalt trafikerade gator. Eftersom alla de viktigaste processerna ingår i emissionsmodellen NORTIP har denna använts för att uppskatta ett antal emissionsfaktorer för damning av utdrag från några olika stora byggarbetsplatser. Utifrån resultatet från VTI:s WDS-mätningar utvecklade COWI med hjälp av NORTIP-modellen (version 2.8) emissionsfaktorer för damning på allmän väg utanför byggarbetsplatser.

NORTIP är en modell för att beräkna partikelemissioner orsakade av resuspension och slitage från vägtrafiken, se Figur 19 för en översikt över modellen.

NORTRIP har utvecklats av NILU (Norsk Institutt for Luftforskning) tillsammans med meteorologiska institut, universitet och forskningsinstitut i Sverige, Norge, Danmark och Finland. NORTRIP är utvecklad för nordiska förhållanden där mängden resuspension beror bland annat på slitage av vägbeläggning, meteorologi, trafikmängd (som ÅDT, alltså årsdygnstrafik, årsmedelvärde per dygn), andel tung trafik, dubbdäcksandel och fordonshastighet. NORTRIP-modellen beräknar en emission för varje timme på året, där emissionens storlek för varje timme beror på förutsättningarna som råder (hur mycket trafik det är vid det tillfället, om det regnar eller inte, hur mycket damm det är på vägen etc.).



Figur 19. Översiktsbild över NORTRIP-modellen. Bild från Denby och Sundvor (2012).

Inparametrar kan ändras för att anpassa NORTRIP-modellen till en specifik gata och plats. De indatafiler som användes för tester är sådana som följer med modellen, nedan kallade "modellparameterfil" och "indatafil". Ingående parametrar ändrades en i taget för att studera dess effekter på den resulterande PM₁₀-emissionsfaktorn.

Hypotesen var att den uppmätta damnmängden från byggtrafik kan läggas in i NORTRIP som en sandning av vägbanan då sandning, liksom damm från byggtrafik, innebär ett tillskott av material på vägbanan. De tester som beskrivs i detta kapitel syftar till att beskriva undersökningarna av huruvida detta förfarande kan användas även för byggdamm. I NORTRIP-modellen genomfördes ett antal olika test för att få bättre förståelse för partikelemissioner från vägbanan.

I indatafilen kan anges en specifik sandning på vägbanan per timme. I det första NORTRIP-testet antogs några olika sandningsmängder på vägbanan. Test 1 undersökte också hur möjligheten för fordon att krossa sand från icke-suspenderbar till suspenderbart material påverkade emissionsfaktorn. Inställningen som tillåter krossning av sand finns i modellparameterfilen.

I test 2 undersöktes hur emissionsfaktorn varierar beroende på hur stor andel av den utlagda sanden som initialt är suspenderbar. Krossningsfunktionen (det att sand finfördelas från icke-suspenderbar till suspenderbar) tilläts i test 2.

Den i indatafilen inmatade trafikmängden varierades i NORTRIP-test 3, även här var krossningsfunktionen igång, och den initiala andelen suspenderbar sand sattes till 50 procent.

Även i test 4 var krossning igång, och den initiala andelen suspenderbar sand var 50 procent. Det som undersöktes i testet var hur antalet byggfordon som frekventerar byggarbetsplatsen påverkar emissionsfaktorn. Antalet byggfordon antogs vara direkt korrelerat med mängden byggdamm som dras ut på vägen från byggarbetsplatsen.

I NORTRIP-test 5 studerades emissionsfaktorn då både antalet byggfordon och den övriga trafiken tilläts variera. På samma sätt som i tidigare tester sattes den initiala andelen suspenderbar sand till 50 procent och krossning från icke-suspenderbar till suspenderbar sand tilläts.

I Tabell 4 finns en förteckning över de indataparametrar som varierats samt i vilken fil de anges.

Tabell 4. Förteckning över de indata som ändrats, samt i vilken ursprungsfil inklusive flik de anges. Ursprungsvärden anges i tabellen,

Parameter	Fil/flik	Ursprungsvärde
M_sanding (g/m ²)	Indatafil/Activity	0 (varje timme på året)
Trafik [N(total), N(he)]	Indatafil/Traffic	ÅDT 28 452 (medeltrafikmängd över årets alla dygn)
f _{sus-sanding}	Modellparameter-fil/ Parameters	2 %
crushing_flag	Modellparameter-fil/ Flags	0 ¹

¹ 0 på crushing flag innebär att fordon ej antas krossa sand från icke-suspenderbart till suspenderbart material.

6.2 Spridningsberäkningar Luft

Spridningsberäkningar av damning har gjorts med CFD-modellen Miskam (se vidare Bilaga B). Eftersom vinden, både riktning och hastighet, starkt påverkar spridningen, oavsett vilken modell som används, så är det mycket viktigt att en lokal meteorologi används.

I beräkningarna har vindstatistik för ett meteorologiskt typår använts för helårsberäkningarna. Ett meteorologiskt typår består av januari för ett år, februari för ett annat osv., 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.

Meteorologin som använts för helårsberäkningarna är hämtade från den meteorologiska mätstationen vid Lejonet i Göteborg för typåret. Vindstatistik för mätperioderna i maj 2017 har modellerats med en dynamisk meteorologisk prognosmodell (TAPM-modellen, se vidare information i Bilaga A). Till CFD-modelleringen behövs uppgifter om vindriktning och vindhastighet timvis för ett hela året respektive mätperioden.

Baserat på den lokala meteorologin beräknas ett vindfält i Miskam. Miskam beräknar de tredimensionella strömningsförhållandena mellan huskropparna baserat på den vindstatistik som används som indata till modelleringen. Nästa steg är att spridningsmodellera damningen för att få fram ett lokalt haltbidrag.

6.2.1 Spridningsberäkningar av passiv damning med timupplösning

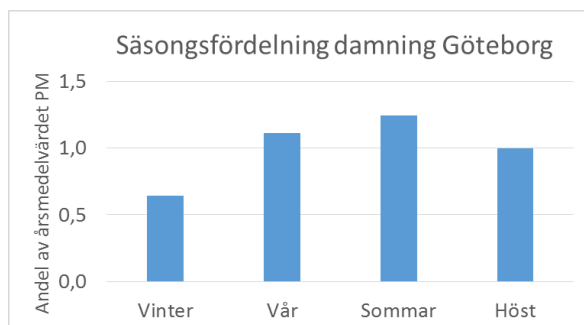
Baserat på den framtagna medelemissionsfaktorn har den timvisa emissionsfaktorn beräknats baserat på faktisk meteorologi och annan platsspecifik indata enligt nedanstående formel,

$$EF_{tim} = EF_0 * R_{v-dag} * R_{tid} * R_{nb} * R_{surf} * (1 + R_{vind})$$

där EF_0 är medelemissionsfaktorn enligt beskrivning i avsnitt 6.1.1, R_{v-dag} är dagsindex som anger om det är vardag eller helgdag, R_{tid} är index för dag eller natt, R_{nb} anger förekomst av nederbörd, R_{surf} behandlar markytans förutsättning och R_{vind} anger om det är vindstilla eller blåsig.

Baserat på de timvisa emissionsfaktorerna kan emissionen på timbas beräknas, och användas som indata till en spridningsmodellering där emissionerna lokaliseras som "arbetsmaskiner", "grus", "högar med stenblock och grus" samt "stora grushögar", se Figur 3. Därefter beräknades spridningen av partiklar från området för varje mätvecka, varefter haltbilden för respektive mätvecka kunde tas fram.

Spridningsberäkningar genomfördes även för ett helt år. Här framgår att emissionsfaktorn varierar mycket med säsongerna. Orsaken är förstås att damningen är starkt knuten till den rådande meteorologin, främst då nederbörd och upptorkningshastigheter samt till viss del vindhastighet. I Figur 20 visas säsongvariationen och det framgår tydligt att damningen är störst på våren och sommaren, och lägst på vintern.



Figur 20. Årstidsvariation av damning, i andel av årsmedelvärde.

6.2.2 Mätningar av partikelhalter vid byggarbetsplats

Mätningarna av partikelhalter genomfördes kring den byggarbetsplats där flux-mätningar och EF för passiv damning utvecklats och där spridningsberäkningarna därefter genomfördes. Syftet med dessa mätningar var att validera spridningsberäknade haltnivåer av partiklar från byggarbetsplatsen.

Mätningarna på och omkring området gjordes med tre instrument av typen DustTrak Model 8520 som placerades nära byggarbetsplatsen. Den exakta placeringen visas i Figur 3 och Figur 21, och beskrivs nedan. Mätningarna skedde under två arbetsdagar, den 15 och den 22 maj 2017. Båda mätdagarna hade relativt fuktig väderlek och den damning som registrerades bör komma från de aktiviteter som skedde på byggarbetsplatsen.

Kalibrering av instrumenten har skett under flera dygn för att säkerställa att de individuella instrumenten inte skiljer sig åt, samt även jämförts med Miljöförvaltningens mätningar på Femmanhuset i centrala Göteborg.



Figur 21. Placeringen av DustTrakarna kring byggarbetsplatsen i Göteborg.



Figur 22. Mätplats A. Samma grushög syns på båda bilderna och till vänster om DustTraken i bild b) syns entrén till området och den tunna trädridån vid mätplats B.

Mätplats A visas i Figur 22. Mätplatsen ligger till höger om vägen in mot byggarbetsplatsen på ett öppet område mellan grushögarna. Den öppna ytan avslutas med en mindre höjd och vegetation. DustTraken placerades på en skapad höjd av stenar i anslutning till den mindre höjden.

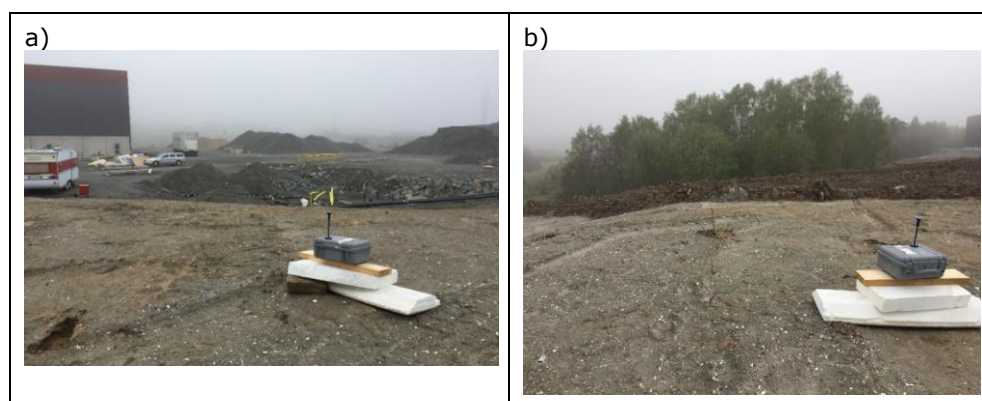
Mätplats B låg till vänster om vägen som går rakt in på byggarbetsplatsen och visas i Figur 23. DustTraken stod på en hög med stenar för att komma upp från marken och i övrigt så fritt från omgivande träd som möjligt.

Mätplats C ligger nära det södra huset i Figur 21, och visas i Figur 24. Utrustningen placerades på en grushöjd med en del byggmaterial under för att DustTraken skulle stå fritt från marken.

Vid mätplats D placerades DustTraken på en stor sten, se Figur 25.



Figur 23. Mätplats B. Olika vinklar från mätplatsen a) mot vägen b) Vägen, kraftledningen c) En tunn trädridå. d) Från mätplats och mot hus norr om vägen.



Figur 24. Mätplats C. Till höger om a) breder fler grushögar ut sig, medan b) visar ett hörn av huset och trädningen bredvid. Längre till vänster finns grästäckt fält på lägre höjd än den grushög där DustTraken placerades.



Figur 25. Mätplats D. I bakgrunden syns den relativt vältrafikerade Hisingsleden.

De uppmätta halterna med DustTraken mäter den totala halten i luft. Kontinuerliga mätningar av PM₁₀ saknas i närheten av arbetsplatsen. För att ha något att relatera de uppmätta halterna till har därför en uppskattning av bakgrundshalten av PM₁₀ på platsen gjorts.

Halterna av PM₁₀ i Göteborg beräknades i en tidigare utredning (Haeger-Eugensson et al. 2015). Dessa beräkningar ger en generell bild av halterna av PM₁₀ i marknivå år 2010. För att bestämma den så kallade bakgrundshalten i det här aktuella beräkningsområdet idag har den beräknade halten för 2010 vid byggarbetsplatsen jämförts med den uppmätta halten vid Göteborgs Stads mätstation på Femmanhuset 2010 och sedan korrigerats till haltnivåerna i maj 2017 (Göteborgs Stad, 2011 och 2017b). Detta görs genom antagandet att de halterna vid byggarbetsplatsen ändrats över åren på samma sätt som vid Femman.

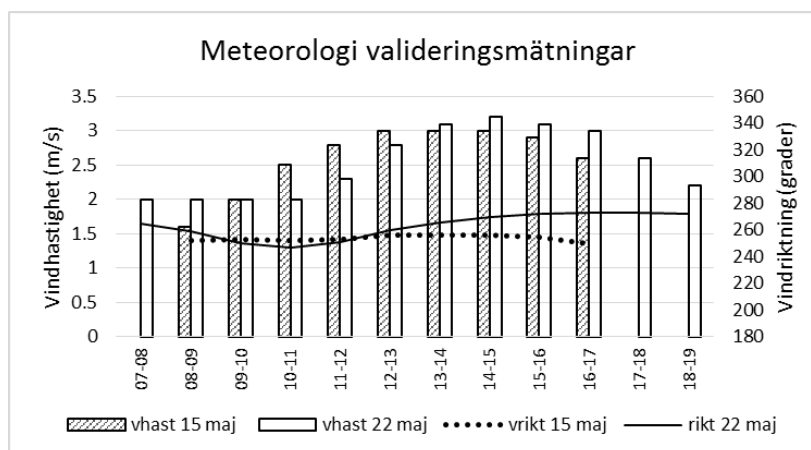
Månadsmedelvärdet för halten av PM₁₀ vid Femman i maj 2017 var 14,7 µg/m³, vilket är nära årsmedelvärdet för 2010 som låg på 15 µg/m³. Det är också i samma storleksordning som medelvärdena under åren 2010 till 2016, som ligger i spannet 14-17,7 µg/m³, med ett medelvärde på 15,2 µg/m³ (Göteborgs Stad, 2011, 2013, 2017a). I Tabell 5 finns den data som använts sammanställd.

Utifrån det har bakgrundshalten vid byggarbetsplatsen skattats till 15 µg/m³ som ett medelvärde för maj 2017, men också som ett årsmedelvärde.

Tabell 5. Översikt över halter som använts för framtagandet av urban bakgrundshalt av PM₁₀ vid byggarbetsplatsen på centrala Hisingen.

Typ av halt	När	Period	Halt (µg/m ³)
Modellerad halt, byggarbetsplatsen	2010	Årsmedelvärde	15-16
Uppmätt halt, Femman	2010	Årsmedelvärde	15
Uppmätt halt, Femman	2010-2016	Årsmedelvärde	15,2
Uppmätt halt, Femman	Maj 2017	Månadsmedelvärde	14,7
Uppskattad urban bakgrundshalt vid byggarbetsplatsen	2017	Årsmedelvärde och månadsmedelvärde för maj	15

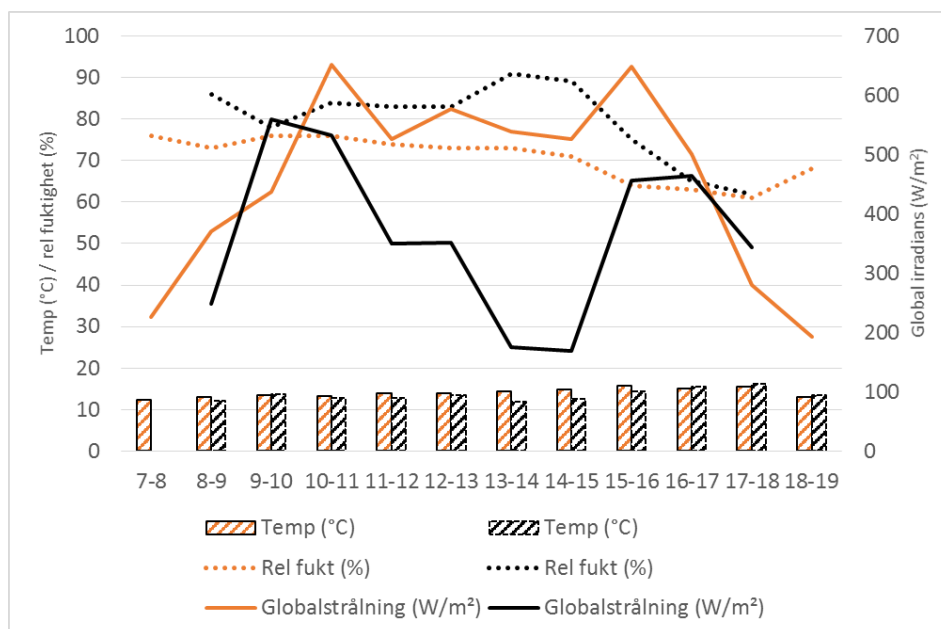
Spridningsberäkningar utfördes för de två mät dagarna som beskrivs ovan. Under de timmar som mätningarna pågick föll ingen nederbörd. Meteorologiska data i form av vindhastighet och vindriktning kan ses i Figur 26.



Figur 26. Meteorologi under valideringsmätningarna den 15 och 22 maj. X-axeln anger tid under dagen. Ingen nederbörd föll under perioden.

I Figur 26 kan ses att vindförhållandena var snarlika under de två mät dagarna, med vindhastigheter mellan 2 och 3 m/s och stabilt västlig vindriktning. För båda dagar ses en tydlig variation i vindhastigheten över dygnet, med något högre hastigheter mitt på dagen.

I Figur 27 visas temperatur, luftfuktighet och solinstrålning (globalstrålning) uppmätta för de två dagarna, data från mätstationer i Göteborg (SMHI, 2017). Här ses att det var fuktigare och lägre solinstrålning den första mät dagen. Temperaturmässigt skiljer det sig inte så mycket mellan de två mät dagarna.



Figur 27. Meteorologin under mätningarna där svart är 15/5 och orange 22/5. Globalstrålning visas på högeraxeln, de andra två parametrarna på vänsteraxeln.

6.2.3 Passiv damning och byggdamm på allmän väg

De framtagna emissionsfaktorerna för passiv damning och byggdamm på allmän väg har spridningsmodellerats för tre olika scenarier: en liten byggarbetsplats i trångt gaturum, en mellanstor byggarbetsplats i halvöppet gaturum och en stor

byggarbetsplats i öppen terräng. Det är olika mängd byggfordon på de olika byggarbetsplatserna och därmed är utdrag av material på allmän väg olika stort. Gemensamt för de tre olika scenarierna är den antagna trafikmängden om 5 000 fordon/dag de närmsta 100 meterna från byggarbetsplatsens utfart och 20 000 fordon/dag den resterande vägbiten, för att simulera att vägen ansluter till en mer vältrafikerad gata. Ingångsdata kan ses i Tabell 6 och resultat redovisas i avsnitt 8.2.4. Bortanför 500 meter från byggarbetsplatsens utfart väntas inget byggdamm deponeras på vägen från byggtrafiken.

Tabell 6. Ingångsdata som använts vid spridningsmodellering av byggdamm på väg och damning från byggarbetsplats.

Omfattning	Area (m ²)	Byggfordon	ÅDT 0-100 m från utfart	ÅDT 100+ m från utfart	Totalemission PM ₁₀ (kg/dag)	
					Passiv damning	Byggdamm på väg
Liten byggarbetsplats	8 000	25	5 000	20 000	3	3
Mellanstor byggarbetsplats	39 000	75	5 000	20 000	13	6
Stor byggarbetsplats	236 000	150	5 000	20 000	78	11

6.3 Filtreringseffekten av vegetation

Vegetation filterar luft genom att partiklar och andra föroreningar fastnar på växternas blad. Olika arter har olika egenskaper, i form av bladstruktur och vaxskikt, som gör att de är olika effektiva vad gäller partikelfiltrering. Barrträd har visats vara effektivare på att filtrera luft än vad lövträd är (se till exempel Räsänen et al. 2013 och Zhang et al. 2015). Detta beror både på att barrträd ofta har mer bladyta per kvadratmeter än vad lövträd har, men också på att barrens struktur gör att partiklar lättare fastnar på dess yta. När det kommer till lövträd har studier visat att de arter som har håriga blad filterar partiklar effektivare än arter med hårlösa blad. Flera olika studier har under senare år genomförts med syfte att hitta vilka arter som är effektivast när det gäller att rena luft. Blanuša et al. (2015) visade att för ett gaturum i Italien var lind och platan effektivast när det gällde partiklar mindre än 10 µm, medan ek var bäst för partiklar större än 10 µm. Liknande studier i Storbritannien visade att tall och oxel (*Sorbus aria*) var effektivast att fånga partiklar större än 10 µm.

Förmågan hos växter att hålla kvar de partiklar som en gång fastnat är ytterligare en parameter att ta hänsyn till. En studie med data från tio städer undersökte med en modell hur mycket partiklar ($PM_{2,5}$) som försvann från luften i olika städer till följd av vegetation (Nowak, 2014), men inkluderat i denna studie var också hur mycket partiklar som resuspenderat, alltså kommit tillbaka till atmosfären efter det att de hade deponerats på bladytan. En slutsats var att effekten av vegetation på koncentrationen $PM_{2,5}$ var liten. Halterna förbättrades med mellan 0,05 procent i San Francisco och 0,24 procent i Atlanta. I genomsnitt resuspenderade 34 procent av alla partiklar som deponerat. I detta har meteorologin en stor betydelse. Vind och regn är avgörande faktorer för om partiklar kommer stanna på bladen eller inte.

En av mycket få studier som gjorts i nordligt klimat (Finland) visar att vegetationen har mycket liten, om ingen, effekt på luftkvalitet (Setälä et al. 2013). I motsats till detta har en annan studie visat att om den planterade ytan i West Midlands skulle öka från ca 4 till 17 procent så skulle PM_{10} -halten kunna minskas med upp till 10 procent (McDonald et al. 2007).

Chen et al. (2015) undersökte hur halterna av PM_{10} vid stora, medelstora och små vägar i Wuhan, Kina, påverkades av olika typer av vegetationsbarriärer, och jämförde med halter längs samma vägar där det inte fanns någon vegetation bredvid vägen. För stora vägar (ÅDT ca 45 000 fordon) med höga koncentrationer av PM_{10} sågs att en kombination av träd och buskar ledde till den största minskningen (14-15 %) av PM_{10} -koncentrationen en meter bakom vegetationen. Vid medelstora vägar ledde samma typ av vegetation till en minskning av halterna på 8-10 %, och till ca 7 % minskning invid mindre vägar. För medelstora vägar rekommenderades att skiktad vegetation används, vilket visade sig kunna minska halterna ytterligare något.

Vegetationen kan även bromsa vinden vilket beroende på hur denna är placerad i förhållande till vindriktning och emissionskällan. Detta kan påverka omblandningen av den förorenade luften från vägen vilken skulle kunna orsaka att halterna blir högre på andra ställen än vad de skulle ha varit om inte vegetationen fanns (Brantley m. fl. 2014). Modelleringar gjorda av Vos m. fl. (2013) visade att en tät och hög vegetationsskärm ledde till lägre koncentrationer på bakomliggande gångbanor, vilket inte var fallet om man använde lägre eller mer porös vegetation.

Variationen mellan resultat är stor, och lokala förhållanden är viktiga för hur effektivt partiklar filtreras bort från luften.

Med tanke på den stora variation i resultaten mellan studier finns för tillfället inga generella slutsatser som kan extrapoleras till andra platser vad gäller hur mycket vegetation bidrar till förbättrad luftkvalitet. För att testa vad effekten skulle kunna bli om vegetation inkluderas i spridningsberäkningarna har en minskning på 15 % antagits, enligt vad som setts i studien av Chen et al. (2015).

6.4 Klassificering av damning

För att testa effekten på haltbidraget till luft till följd av ovanstående parametrar har emissioner modelleras för några olika förutsättningar. Vid bedömning om det kommer att bli risk för överskridanden kommer även den lokala urbana bakgrundshalten vägas in. Detta kommer resultera i ett antal beräkningar för olika:

1. emissioner (som i sin tur beror av ovan parametrar)
2. lokal urban bakgrundshalt
3. några olika storlekar på arbetsplats.

Respektive beräkning av de olika typfallen klassificeras, baserat på hur stor risken är för överskridanden av normer och mål för bedömning om, och i så fall hur, avancerade beräkningar som behövs. Det finns även möjlighet att genom beräkning av personexponering (antal personer exponerade för olika buller/haltnivåer) och vidare, via dos-responssamband, genomföra hälsoriskbedömningar (och eventuellt beräkning av samhällskostnader).

7 Metodik buller

För att kunna ge rekommendationer om och när bullerutredningar behövs samt vilka åtgärder som är relevanta har ett antal beräkningar gjorts enligt de metoder som beskrivs i följande avsnitt. Följande aspekter har varit vägledande för arbetsgången.

- > Över hur lång tid är byggnationen planerad? [T]
- > Hur länge pågår arbetsmomenten? [t]
- > Var går gränsen för påverkan? [t/T]
- > Utomhusvärden relativt inomhusvärden - var går skiljelinjen? [LpAU/LpAI]

7.1 Ljudeffekt och klassificering

Relativt damning och haltbidrag certifieras som tidigare nämnt en stor mängd utrustning enligt EU-direktiv idag. Detta innebär generellt att ljudeffekter återges i exempelvis produktdatablad för de flesta förekommande arbetsmaskinerna vid byggkonstruktion.

COWI har sorterat samtliga data tillgängliga via EU-direktivet och utifrån detta sammanställt och klassat in olika arbetsmaskiner utifrån utstrålande garanterad ljudeffekt. Klassificeringen landar i mindre bullrande arbeten, medelbullrande arbeten och högre bullrande arbeten – klass 1-3 respektive.

Valet av intervall hänger ihop med den statistik som inhämtats tillsammans med tankegången att den högsta bullrande maskinen i respektive intervall inte nämnvärt påverkar det totala utfallet i motsvarande nästa kategori. Exempelvis täcker ca åtta maskiner från den mindre bullrande klassen en maskin i den medelbullrande klassen och så vidare. Detta medför en tydlighet i vilken källa som di-

mensionerar byggarbetsplatsen vid förstudier och utredningar. Ingår borrhög eller bergschakt från den högre kategorin i entreprenaden medför sällan arbetsmaskiner i de lägre kategorierna någon påverkan.

Notera att följande maskiner och kategorier generellt utgår från CE-märkt odämpad utrustning och medeltal.

7.1.1 Klass 1

Tabell 7 Sammanställning enligt klassning Mindre bullrande maskiner

Exempel på maskiner eller arbetsmoment med en ljudeffekt i intervall, $L_{WA} = 75-100 \text{ dB(A)}$
Kompressorer (< 15 KW) Vinschar för godstransport (elmotor) Konstruktionsvinschar Mindre Grävmaskin (<= 15 KW) Jordfräs Svetsgenerator Mobil kran (<=55 KW) Tornkran Kraftgenerator (< 400 KW) Transporter Sekantpålning, slitsmur, schaktning och hantering av massor Spårläggning

7.1.2 Klass 2

Tabell 8 Sammanställning enligt klassning Medelbullrande maskiner

Exempel på maskiner eller arbetsmoment med en ljudeffekt i intervall, $L_{WA} = 101-115 \text{ dB(A)}$
Kompressorer (> 15 KW) Kompaktorer Betongbrytare och handhålla hackor Större Grävmaskin (> 15 KW) Dozers Dumpers Mobil kran (>55 KW) Grävlaster Kraftgenerator (> 400 KW) Väghyvel Hydraulisk kraftpaket Kompaktorer/Loader med skopa Gaffeltruck (förbränningsmotor) Lastmaskin Betongblandare Skyliift (förbränningsmotor) Kylutrustning på fordon Utrustning för lastning och lossning av tankar på lastbilar Fogskärare Pålningsutrustning Hjulblander

**Exempel på maskiner eller arbetsmoment med en ljudeffekt i intervall,
 $L_{WA} = 101-115 \text{ dB(A)}$**

Vägbeläggningsmaskin
Rotertransportbil
Röjsåg
Motorsåg
Bandtransportörer
Vattenpumpenheter
Vägfräsmaskin
Jordschakt
Stålrörspålning
Borrade rörspont
Jetpelarinjektering
Rivning av väg
Rivning av betongstrukturer med sågning, knäckning och knipning
Spontning, vibrerad
Betongpumpning och vibrering
Betongsågning
Wiresågning

7.1.3 Klass 3

Tabell 9 Sammanställning enligt klassning Högre bullrande maskiner

**Exempel på maskiner eller arbetsmoment med en ljudeffekt i intervall,
 $L_{WA} = 115-126 \text{ dB(A)}$**

Högtrycksspolning och slamsugningsfordon
Borriggar
Högtryckstvättmaskin
Hydraulhammare
Rörlägningsutrustning
Markberedningsharv
Bergschakt
Pålning mindre maskin
Bergsborrning
Rivning av betongstrukturer med bilning
Spontdrivning
Spontslagning

7.2 Spridningsberäkningar Buller

COWI har utifrån frågeställningen sammanställt en beräkningsgång som sammanväger de faktorer som bedömts vara viktigast för uppskattning av buller från byggarbetsplatser enligt riktvärden dagtid under vardagar enligt NFS 2004:15.

- > avstånd mellan källan och mottagaren
- > ljudeffekt av maskiner och/eller arbetsmoment
- > antalet maskiner som finns inom arbetsområdet samt
- > antalet timmar som arbetet kan pågå

För att samla ovanstående parametrar har beräkningar simulerats halvsfäriskt i ett nollplan på 2 meters höjd med hjälp av SoundPLAN 7.4 och beräkningsmodellen DAL32 tillsammans med tidigare givna ljudeffekter för respektive verksamhet.

Generellt återfinns endast en total ljudeffekt i litteraturen. För att kunna tillgodoräkna effekten av att räkna bandfördelat har anpassade spektrum använts för Klass 2-3. För klass 1 har en centrumfrekvens om 500 Hz använts för fördelningen av utstrålande ljudeffekt.

Beräkningar för Klass 2 baseras på en större grävmaskin med en ljudeffekt på 115 dB(A). Frekvensfördelningen i oktavband är här:

L _{WA}	63Hz	125Hz	250Hz	500Hz	1kHz	2kHz	4kHz	8kHz
115	97	102	107	109	109	107	106	99

Beräkningar för Klass 3 baseras på en borrhög med en ljudeffekt på 126 dB(A). Frekvensfördelningen i oktavband är här:

L _{WA}	63Hz	125Hz	250Hz	500Hz	1kHz	2kHz	4kHz	8kHz
126	93	104	105	111	119	121	121	118

Samtliga beräkningar har gjorts med hård mark.

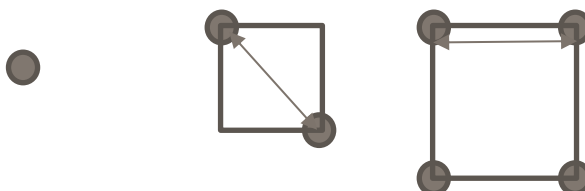
Antalet maskiner som har beräknats inom varje klass är 1, 2 och 4 maskiner med ett avstånd om 10 meter mellan varje individuell källa. Där mer än en maskin har beräknats har areakällor används i beräkningen, se nedan i Tabell 10 för översikt.

Tabell 10 Storlek på areakällorna uträknade från antalet maskiner där avståndet mellan maskiner är 10 meter.

1 maskin
- punktkälla

2 maskiner
- areakälla
- 7x7 m

4 maskiner
- areakälla
- 10x10 m



8 Resultat

I detta kapitel redovisas beräknade EF för både passiv damning från byggarbetsplats och damning från utdrag av damm från byggarbetsplats på allmän väg för två olika testområden, samt beräkningar av byggbuller.

Effekten på omgivningen av dessa emissioner har beräknats med hjälp av spridningsmodellering där haltbidraget har uppskattats. Detta har därefter validerats mot mätdata under några tillfällen.

För att visa på känsligheten och försöka ringa in när detaljerade haltbedömningar behöver genomföras för byggarbetsplatser har även haltbidraget beräknats från några olika stora byggarbetsplatser men lite olika aktivitetsgrader. Dessa byggarbetsplatser har även parallellt simulerats med sedan tidigare framtagna EF för byggbuller.

8.1 Beräkning emissionsfaktorer EF

8.1.1 EF passiv damning från byggarbetsplats

Baserat på mätningar av mängden damm från byggarbetsplatsen med den s.k. fluxmetoden samt med hjälp av spridningsmodellering och meteorologisk analys har emissionsfaktorer för olika förutsättningar tagits fram:

1. olika väderförutsättningar
2. vardag/helg
3. vid sprängning

Tabell 11. Framtagna emissionsfaktorer för passiv damning.

Byggarbetsplats	EF ₀ (g/m ² /s)	Vardag	Helg
Hisingen	Torrt	3,8*10 ⁻⁶	5,4*10 ⁻⁷
Hisingen	Nederbörd	1,3*10 ⁻⁶	1,7*10 ⁻⁷
Hisingen	Sprängning	3,2*10 ⁻⁵	
Nedan visas emissionsfaktorer för några andra platser, som jämförelse			
Nordkalk (medelvärde)	5,9*10 ⁻⁶		
Boliden (medelvärde)	5,1*10 ⁻⁶		

De framtagna emissionsfaktorerna i Tabell 11 har utöver spridningsberäkningar för enbart passiv damning även använts till spridningsberäkning av passiv damning kombinerat med byggdamm på väg för tre olika scenarier: en liten, en mellanstor och en stor byggarbetsplats, vilket beskrivs närmare i avsnitt 6.2.3, med resultat i avsnitt 8.2.4. Ytstorlekar för de olika byggarbetsplatsscenarierna listas i Tabell 12, tillsammans med den från ytan totala emissionen per dag.

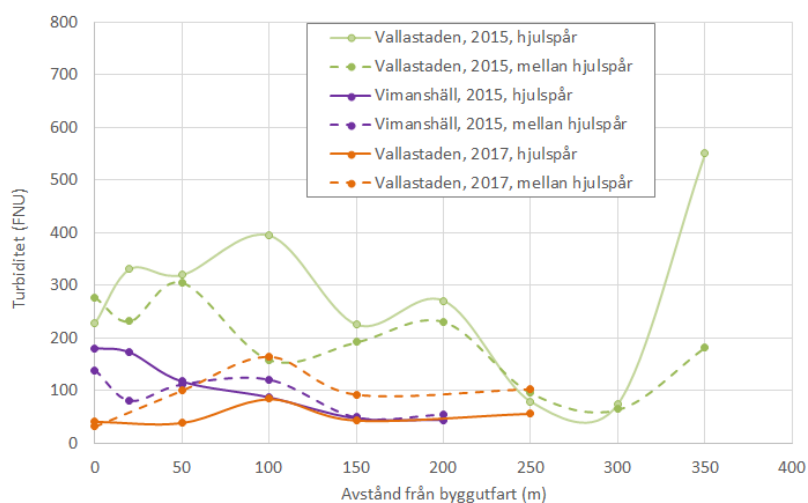
Emissionen som listas i Tabell 12 är baserad på emissionsfaktorn i Tabell 11 och byggarbetsplatsen ytstorlek.

Tabell 12. Ytstorlek och total emission av PM_{10} för de tre olika byggarbetsplatsscenarioerna.

Omfattning på byggarbetsplats	Byggarbetsplatsyta (m^2)	Emission från ytan (kg PM_{10} /dag)
Liten	8 000	3
Mellanstor	39 000	13
Stor	236 000	78

8.1.2 Mätning av utdrag av damm på allmän väg

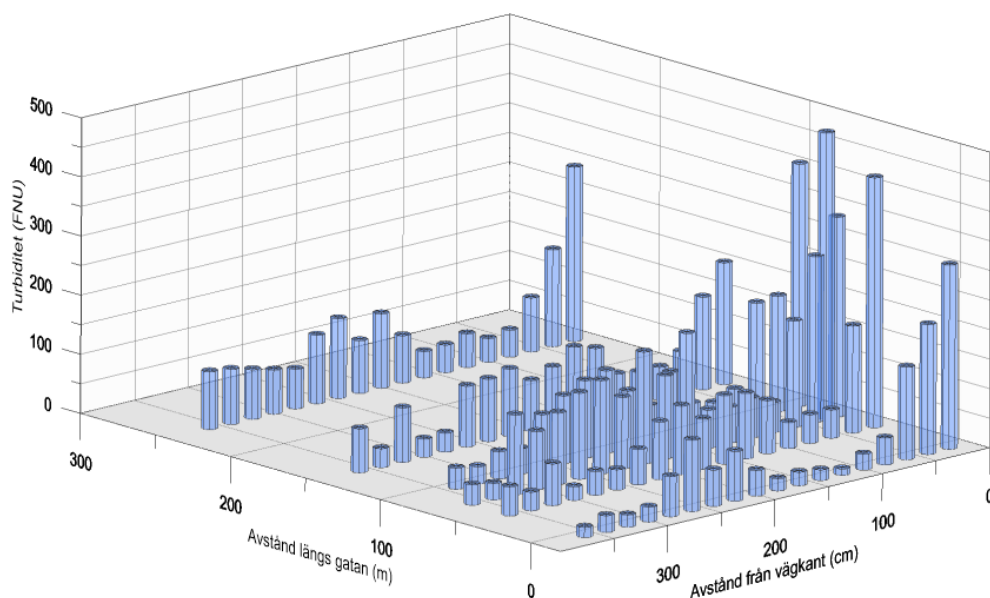
Medelvärden för vägdammsförrådet, uttryckt som turbiditet i enheten FNU (Formazin Nephelometric Unit), redovisas för de tre mätplatserna i Figur 28 med ökande avstånd från byggutfarten. Vägdammsförrådet varierar kraftigt med avståndet, men för de två mätningarna utförda 2015 syns en tydligt avtagande trend. För mätningen 2015 vid Vallastaden är dammängderna genomgående betydligt högre än för de två övriga mätningarna. Efter ett tydligt avtagande, ökar vägdammsförrådet kraftigt 350 meter från utfarten. Sannolikt är detta en effekt av två anslutande utfarter från en brandstation.



Figur 28. Vägdammsförrådet för de tre platser som har utnyttjats för vägdammsmätningar.

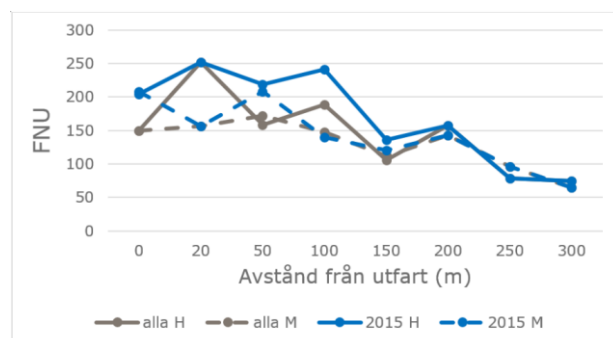
Närmast utfarterna är dammförrådet i hjulspåren (heldragna linjer) förhållandevis höga och ibland högre än mellan hjulspåren. På allmän väg är det omvända normalt, då hjulspåren rensas av uppvirvling och stänk från fordonens hjul. Vid Vallastaden 2015, som var mycket dammig och, vid tiden, en större byggarbetsplats än Vimanshäll och Vallastaden år 2017, har hjulspåren större dammförråd under ett större avstånd från utfarten än för de mindre byggarbetsplatserna, men att de blir mer lika med större avstånd. Detta tyder på att gatans normala trafik har börja transportera bort dammet effektivare från hjulspåren i förhållande till vad som deponeras från byggtrafiken. För mätningen 2017 är förrådet större mellan hjulspåren för i princip hela den uppmätta sträckan, utom i den första mätpunkten. Detta är sannolikt en effekt av att gatan i huvudsak trafikeras av bussar, med hög uppvirvlande förmåga, som effektivare rensar hjulspåren från damm.

För mätningen under 2017 togs prover av vägdamm var tjugofemte cm över vägens hela bredd. Tvärprofilerna upprepades på några olika avstånd från utfarten, med den första profilen innan utfarten, dvs innan byggdamm hade dragits ut på vägen. I Figur 29 är det tydligt att den, av byggdamm opåverkade bussgatan, har väl utbildade hjulspår med lägre damnmängd, vilket är typiskt för "ostörda" gator och vägar. Efter utfarten, vid "0" i figuren, finns större mängder damm både i hjulspår och i mitten av gatan, som visar på byggutfartens bidrag.



Figur 29. Fördelningen av vägdamm över vägens bredd och avstånd från byggutfarten (vid 0 m).

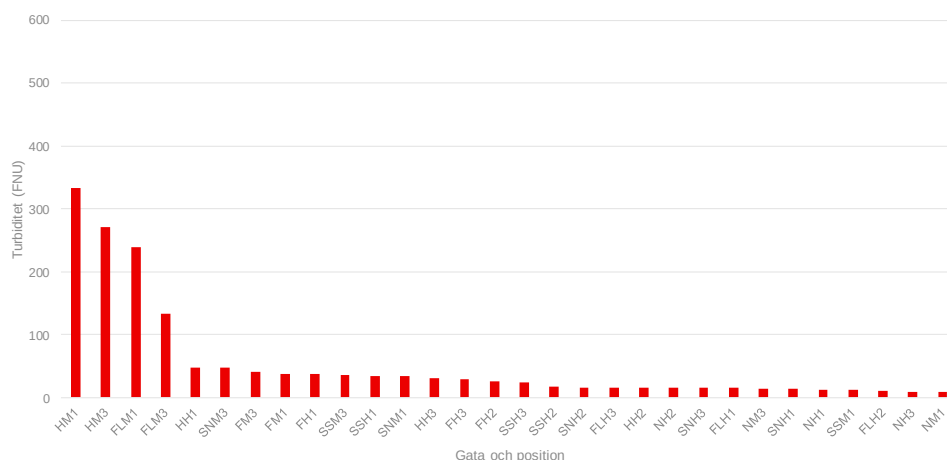
Fördelningen av vägdammsförrådet över vägens bredd visar också på att det är mycket stora damnmängder i kanten av vägen. Hur stor andel av dessa damnmängder som verkligen sprids genom trafikeringen på vägen vet vi i dagsläget inte, men i och med att vägdammsförrådet ofta är klart högre vid vägkanten tyder detta på att spridningen från vägkanten inte är lika effektiv som spridningen från vägens mitt (Janhäll m.fl., 2016, Järleskog m.fl., 2017)



Figur 30. Vägdammsförrådet i genomsnitt över de byggarbetsplatser som har tillgängligt data för respektive avstånd, fördelat på H = i hjulspår och M = mellan hjulspår.

För att få en uppfattning av hur stor vägdammsmängd som finns tillgänglig på de allmänna vägarna kring byggarbetsplatserna kan data jämföras med mätningar utförda på olika gator i Stockholms innerstad (Figur 31). Som synes finns enskilda ytor som når upp till samma dammnivåer som vid byggutfarterna,

främst beroende på gator med grov textur och i förhållandevis dåligt skick. De flesta ytorna har värden på turbiditeten med FNU mellan 5 och 50, där 50 motsvarar lägsta medelnivån i föreliggande studie.



Figur 31. Vägdamm mätt som turbiditet på gator i Stockholm 2016-02-12. Koderna avser provplatser, där första bokstaven är gata (H=Hornsgatan, FL=Fleminggatan, SN=Sveavägen norra, SS= Sveavägen södra, F=Folkungagatan, N= Norrlandsgatan), sista bokstaven avser yta på gatan (H=hjulspår, M=mellan hjulspår) och siffran avser provnummer.

Som mätningarna tydligt visar är skillnaden mellan vägdammsförråd i hjulspåret och mellan hjulspåren ofta mycket olika. Vi ser att jämfört med vägar utan stort inslag av utdraget vägdamm är förrådet klart större mellan hjulspåren (Gustafsson m.fl., 2016, 2017) medan i dessa mätningar är ofta vägdammsförrådet större i hjulspåren. Detta är sannolikt en effekt av att tillskottet av damm från byggarbetsplatsen främst sker genom att dammet fastnar på hjulen och således ökar på förrådet i hjulspåret. Den motsatta processen, som minskar förrådet i hjulspåren igen, är att hjulen virvlar bort dammet och förrådet minskar mest i hjulspåren. Detta skulle leda till att nära källan, dvs utfarten från byggarbetsplatsen är förrådet större i hjulspåren än mellan hjulspåren, och längre från utfarten är förhållandet det omvända.

I denna studie används vägdammsförrådet som indata till NORTRIP-modellen även om vägen endast beskrivs som en genomsnittlig yta där i dagsläget. Det mätdata som mättes upp i denna studie har därför medelvärdesbildats över hela vägbredden och samtidigt räknats om från turbiditet till absoluta mängder vägdamm under 180 µm i diameter per ytenhet av vägytan. Detta mått kallas DL₁₈₀ och har mätts på ett flertal vägytor främst i Stockholm, men också i tunnelmiljöer, vägmiljöer och byggarbetsplatser etc. runt Norden. Basen för dessa omräkningar är en stor datamängd där både turbiditet och DL₁₈₀ har mätts upp för samma prov.

Från dessa data har anpassningar för olika byggarbetsplatser beräknats, som linjära anpassningar för vägdammsförrådet mot avståndet från byggarbetsplatsens utfart. Dessa anpassningar är (DL₁₈₀ mäts i g/m² av det vägdamm som är mindre än 180 µm i diameter, L är avståndet till byggarbetsplatsen utfart i meter):

$$DL_{180} = -0,51 \cdot L + 212$$

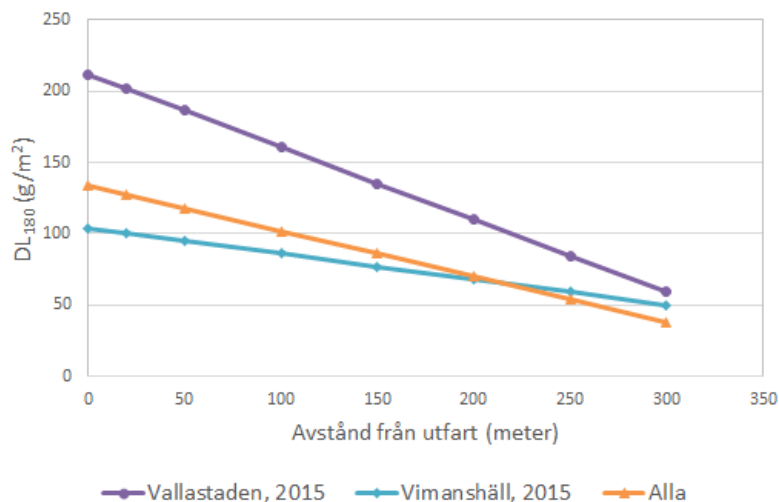
Vallastaden, 2015

$$DL_{180} = -0,18 \cdot L + 104$$

Vimanshäll, 2015

$$DL_{180} = -0,32 \cdot L + 134$$

Medel (alla tre mätningarna)



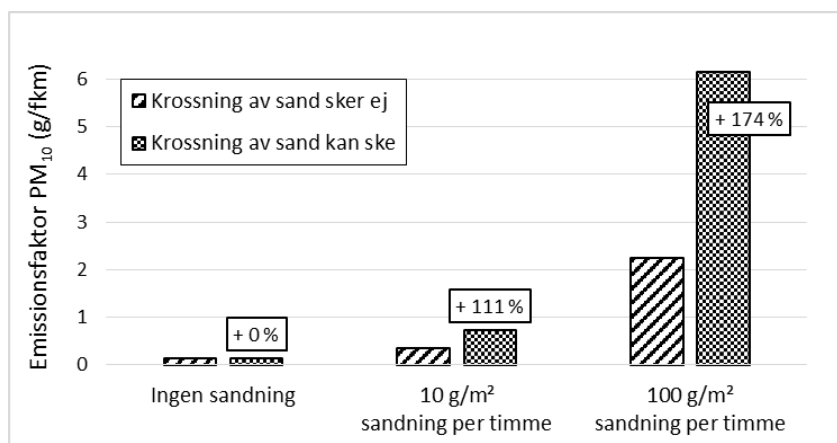
Figur 32. Vägdamms omräknat från turbiditet och anpassat till att rätlinjigt avta från utfarten från byggarbetsplatsen.

Dessa anpassningar har sedan legat till grund för analysen i NORTRIP. Även i anpassningarna är det tydligt att vägdammsförrådets storlek varierar kraftigt mellan de olika byggarbetsplatserna. Dock är avtagandet från arbetsplatsen säkerställt med dessa mätdata och ger stora möjligheter att vidareutveckla metoden och mätningarna för att kunna beskriva hur stora mängder av damm som dras ut på vägen beroende på arbetsplatsens beskaffenhet och med största sannolikhet även hur väderleken påverkar utdraget av vägdamm på vägen.

8.1.3 EF damning allmän väg

Emissionsfaktor för damning på allmän väg togs fram med NORTRIP-modellen medelst ett antal olika test där inparametrar till modellen varierades.

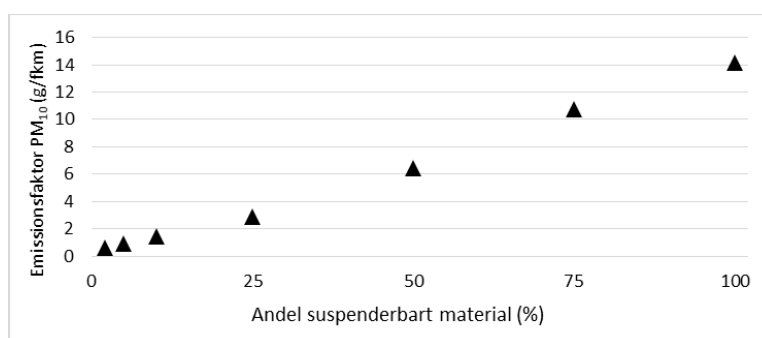
I det första NORTRIP-testet lades olika mängd sand in i indatafilen för att utvärdera påverkan på resulterande emissionsfaktor. NORTRIP-modellen låter användare ställa in huruvida trafiken kan krossa icke-suspenderbar sand till suspenderbar sand. Test 1 utfördes med krossningsfunktionen igång respektive avstängd. Resultatfilen från NORTRIP-modellen anger ett timupplöst emissionsindex per fordon. I Figur 33 kan ses hur emissionsfaktorn av PM_{10} beror av sandningsmängd samt huruvida sandningen tillåts krossas till suspenderbart material eller ej.



Figur 33. Test 1: Variation av emissionsfaktorn då sandningsindata ändrats, samt då krossning är tillåten respektive otillåten. Etiketterna över de högre staplarna anger hur mycket emissionsfaktorn ökar då sand kan krossas jämfört med då sand inte krossas.

I Figur 33 ses att mängden sand och krossningen av sand till mindre partiklar har stor påverkan på emissionsfaktorn. Då krossning är tillåten är emissionsfaktorns ökning större ju mer sand som finns tillgänglig på vägbanan.

För NORTRIP-test 2 undersöktes hur emissionsfaktorn varierar med andelen suspenderbart material av den utlagda sanden. Uppmätt vägdamm (mätningar beskrivna i avsnitt 6.1.3) vid utfart från byggarbetsplats avlästes som 230 g/m² ur Figur 30, denna mängd antogs i modellen dagligen (mellan klockan 7 och 17) deponeras via sandning på vägbanan från fordon som lämnar byggarbetsplatsen, med en jämn fördelning över arbetstiden. I test 2 tilläts krossning av sand. Figur 34 visar hur emissionsfaktorn beror av hur hög andel av den utlagda sanden som är suspenderbart material.



Figur 34. Test 2: Variation av emissionsfaktorn då sandningsdata samt suspenderbar andel av sandningen ändras.

I Figur 34 ses att emissionsfaktorn ökar linjärt med andelen sand som är suspenderbar.

I originalindatafilen till NORTRIP är ÅDT ca 28 000 fordon. NORTRIP-test 3 utfördes för att visa på skillnader i den resulterande emissionsfaktorn då ÅDT ändras. I test 3 antogs en daglig sandning om 230 g/m² mellan klockan 7 och 17, suspenderbar andel sand sattes till 50 procent och krossning av icke-suspenderbart material till suspenderbart material tilläts. Årsmedelvärde av emissionsindex vid varierande ÅDT och pålagd sandning ses i Tabell 13.

Tabell 13. Test 3: Variation av emissionsfaktorns årsmedelvärde beroende på ÅDT och sandning. Förkortningen fkm betyder fordonskilometer.

ÅDT	EF _{bas} (utan sand) (g/fkm)	EF med 230 g/m ² sand (g/fkm)	Ökning av EF från EF _{bas} (g/fkm)
10 000	0,12	9,16	9,04
28 000	0,15	6,47	6,32
50 000	0,16	3,91	3,75

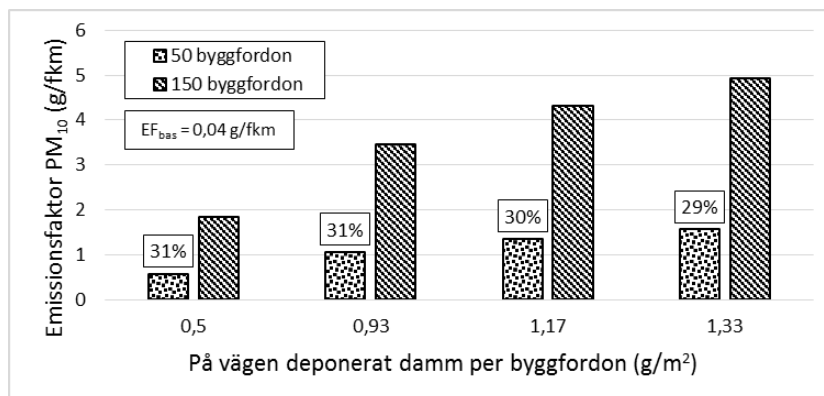
I Tabell 13 ses att emissionsfaktorn ökar då byggdamm läggs till i modellen som sandning på vägen, jämfört med EF_{bas}. Emissionsfaktorn varierar också med antalet fordon.

I NORTRIP-test 4 utvärderades effekten på emissionsfaktorn för en gata med 5 800 fordon som ÅDT. Fyra olika mängder vägdamms användes beroende på avstånd från byggarbetsplatsens utfart, vilka lästes ut för Vallastaden 2015 ur VTI:s mätdata i Figur 32. Ca 150 byggfordon passerade utfarten per dag, dessa fordon antogs ha dragit ut allt damm som uppmätts på vägen. Halva antalet fordon antas därmed dra ut hälften så stor mängd vägdamms, etc. Test 4 utfördes med ett tillskott om 50 respektive 150 byggfordon per dag som klockan 7 till 17 drar ut en mängd byggdamm som i sin tur beror av avståndet från byggarbetsplatsens utfart. Även här tilläts fordon krossa sand till suspenderbart material och suspenderbar andel av sand som deponeras på vägen sattes till 50 procent. Medelvärde av den uppmätta mängden vägdamms per byggfordon lades in i modellen som sandning, se Tabell 14 för sammanställning av indata.

Tabell 14. Test 4: Vägdammsmängd som använts som sandningsindata till NORTRIP-modellen.

Avstånd från utfart (m)	0-50	50-100	100-200	200-350
Vägdamm från 150 byggfordon (g/m ²)	200	175	140	75
Vägdamm per byggfordon (g/m ²)	1,3	1,2	0,9	0,5

I Figur 35 ses hur emissionsfaktorn beror av antalet fordon och mängden byggdamm per byggfordon. Test 4 utfördes också utan tillagd mängd byggfordon eller damm, den emissionsfaktorn har lagts in som EF_{bas} i figuren.



Figur 35. Test 4: EFs beroende av antal byggfordon samt på vägen deponerad mängd byggdamm per byggfordon. EF_{bas} = mängde damm som normalt ackumuleras på vägen utan byggtrafik. Etiketerna över staplarna anger hur stor andel av den högre stapeln de utgör. ÅDT förutom byggtrafiken var här 5 800.

I Figur 35 ses att emissionsfaktorn verkar öka linjärt med antalet byggfordon, då emissionsfaktorn beräknad på 50 byggfordon är ca en tredjedel så stor som emissionsfaktorn som beräknats på 150 byggfordon. Närmast utfarten, där byggdammsmängden är som störst, är också emissionsfaktorn högst.

De beräknade emissionsfaktorerna för byggdamm på allmän väg kan ses i Tabell 15. Emissionsfaktorerna är framtagna med Göteborgsspecifika meteorologiska förhållanden samt med en antagen fordonsmängd om ca 5 800 per dygn, där byggtrafiken inkluderats.

Tabell 15. Emissionsfaktorer för byggdamm på allmän väg. Faktorerna har beräknats med en omgivande trafikmängd på 5 800 fordon per dygn med en adderad mängd byggfordon.

Avstånd från ut-fart	Damnings-EF ₅₀ (g/fkm/dag)	Damnings-EF ₁₅₀ (g/fkm/dag)
0-50	1,5	4,9
50-100	1,3	4,3
100-200	1	3,4
200-350	0,5	1,8

Den uppmätta vägdammsmängden per byggfordon som listas i Tabell 14 har studerats med avseende på övriga trafikmängder. I NORTIP-test 5 beräknades emissionsfaktorn då både antalet byggfordon och den övriga trafiken tilläts variera. Emissionsfaktorn är beräknad baserat på en medelhastighet på vägen om drygt 30 km/h.

Mängden utdraget damm på allmän väg beror av dels mängden byggfordon dels den allmänna trafikmängden (ÅDT) på vägarna där det finns utdrag. Oraken att övrig trafikmängd påverkar är att denna hjälper till att virvla upp det ackumulerade dammet så det blir luftburet. Några olika EF har därför beräknats för 25, 50, 75, 100, 125 och 150 fordon (Tabell 16 och Tabell 17) samt ÅDT vid 50 till 100 respektive 200 till 350 meter från byggutfarten.

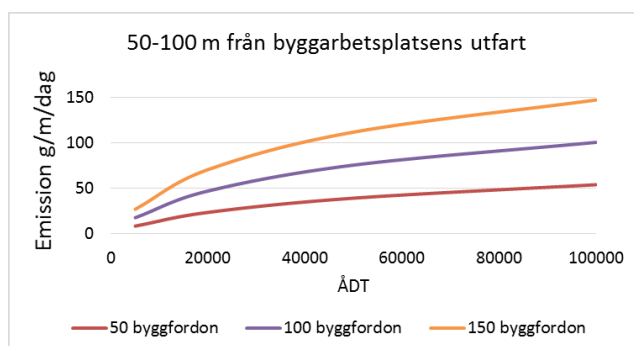
Tabell 16. Test 5: Emissionsfaktorer (g/fkm/dag) vid 50 till 100 meter från byggarbetsplatsens utfart.

ÅDT	Antal byggfordon					
	25	50	75	100	125	150
5 000	0,81	1,74	2,66	3,59	4,51	5,44
20 000	0,60	1,19	1,78	2,36	2,95	3,54
50 000	0,43	0,79	1,15	1,51	1,88	2,24
100 000	0,31	0,54	0,77	1,01	1,24	1,47

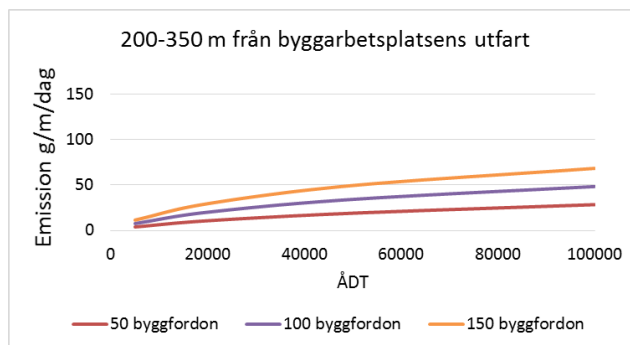
Tabell 17. Test 5: Emissionsfaktorer (g/fkm/dag) vid 200 till 350 meter från byggarbetsplatsens utfart.

ÅDT	Antal byggfordon					
	25	50	75	100	125	150
5 000	0,39	0,77	1,15	1,53	1,91	2,29
20 000	0,30	0,53	0,77	1,00	1,24	1,47
50 000	0,22	0,38	0,53	0,69	0,84	0,99
100 000	0,18	0,28	0,38	0,48	0,58	0,68

I Tabell 16 och Tabell 17 ses att emissionsfaktorn (med enheten g/fkm/dag) ökar med ökande antal byggfordon, men minskar med ökande mängd totaltrafik (ÅDT). I Figur 36 och Figur 37 visas den totala emissionen av byggdamm på väg baserat på emissionsfaktorerna i Tabell 16 och Tabell 17.



Figur 36. Emission av byggdamm på allmän väg beroende av totalt antal fordon och olika mängd byggfordon, vid 50 till 100 meter från byggarbetsplatsens utfart.



Figur 37. Emission av byggdamm på allmän väg beroende av totalt antal fordon och olika mängd byggfordon, vid 200 till 350 meter från byggarbetsplatsens utfart.

I Figur 36 och Figur 37 ses att totalemissionen blir högre med en högre ÅDT trots lägre emissionsfaktor. Således ökar den totala emissionen både med totaltrafiken och med antalet byggfordon.

8.2 Spridningsberäkning damning

I detta kapitel visas resultaten från spridningsberäkningarna av damning från byggarbetsplatser och byggtrafik. Resultaten visas som 90-percentilen av dygnsmedelvärdet av PM_{10} , vilket kan jämföras mot MKN och miljökvalitetsmålen. 90-percentilen av dygnsmedelvärdet är det dygnsmedelvärde som 90 % av dygnsmedelvärdena ligger under, dvs. 10 % av dygnsmedelvärdena på ett år ligger högre än denna nivå. Det motsvarar att gränsvärdena för 90-percentilen av dygnsmedelvärdet får överskridas 35 dygn per år. Anledningen till att enbart 90-percentilen visas är att det ofta är svårare att klara nivån för 90-percentilen av dygnsmedelvärdet än för årsmedelvärdet, samt att 90-percentilen kan påverkas även vid kortare byggprojekt.

8.2.1 Haltbidrag passiv damning mätperiod

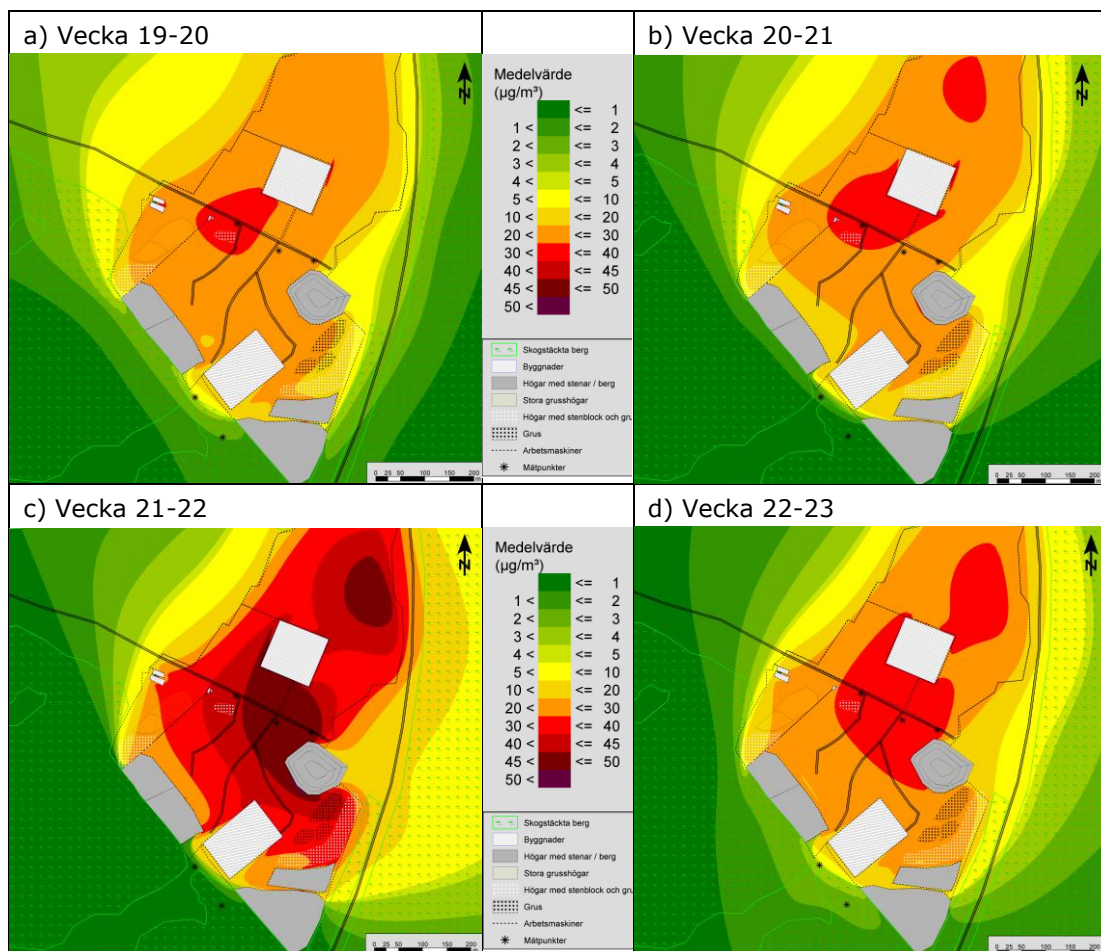
Baserat på EF av damm från byggarbetsplatsen (se Tabell 11) har spridningen under de olika mätperioderna med fluxmätning beräknats, haltkartor ses i Figur 38.

Av Figur 38 framgår att det är stora skillnader mellan de olika veckorna. Orsaken är skillnader i nederbörd och vindförhållanden under de olika mätperioderna, vilket påverkar emissionens storlek och spridningen. Mest nederbörd föll under vecka 22-23, dock skedde det på ganska få timmar, inte så många fler tillfällen än för de andra veckorna. Därmed är halterna i samma nivå som under vecka 19-20 och 20-21.

Vecka 20-21 blåste det mycket från söder, vilket ser ut att ha påverkat spridningsbilden. Även vecka 21-22 och 22-23 blåste det rätt ofta från söder, även här ses höga halter i norra delen av området.

Högst halter ses under vecka 21-22. Under den här mätperioden var det minst nederbörd, och också minst antal timmar med nederbörd, vilket gör att det

dammade mest denna period. Dessutom var det flest tillfällen med låga vindhastigheter denna mätperiod, vilket är de tillfällen som ger högst halter.

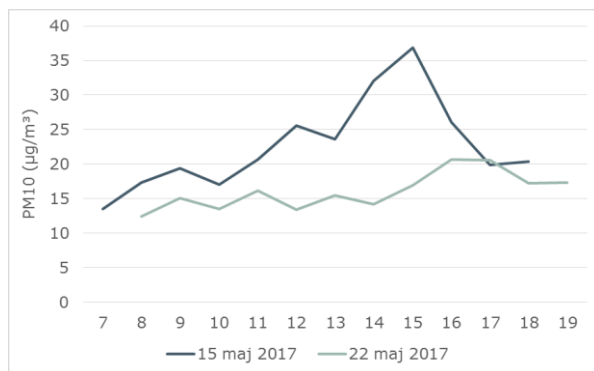


Figur 38. Beräkning av spridningen av passiv damning för respektive mätperiod.

Vid tidigare genomförda mätningar har det framkommit att det krävs en aktivitet ofta i form av fordonsrörelser för att "lyfta upp" dammet från marken. När dammet väl kommit upp i luften sker den luftburna transporten relativt enkelt. Är det samtidigt relativt låg vindhastighet så blir spridningen inte så effektiv vilket gör att halten i närområdet kan bli hög. För att vinden ensam ska ge damning i någon större omfattning krävs däremot relativt höga vindhastigheter, ofta högre än 8 m/s.

8.2.2 Validering av passiv damning

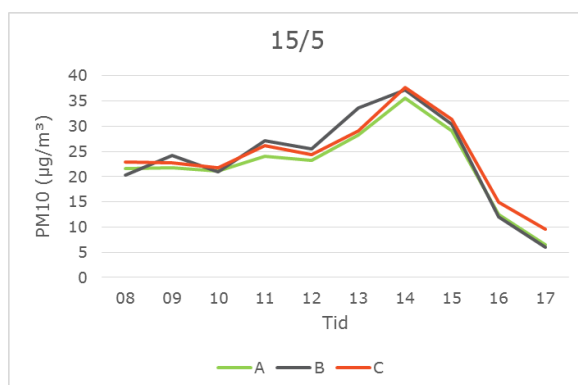
Vi två tillfällen genomfördes haltmätningar i luft vid testsiten för passiv damning, centrala Hisingen i Göteborg. I dessa mätningar inkluderas även alla andra PM_{10} -bidrag från övriga Göteborg och långdistanstransport. Den närmaste kontinuerliga PM_{10} -mätning som finns ligger i centrala Göteborg. Aktuella haltnivåer för de två mät dagarna ses i Figur 39.



Figur 39. Uppmätt PM_{10} -halt vid Femman i Göteborg (Miljöförvaltningens mätningar, (Göteborgs Stad, 2017)). X-axeln visar tiden på dagen.

Halten vid Femman varierade relativt mycket under de två mättillfällena. Under det första tillfället var halten i medeltal $22,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och för det andra fallet $16,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Den uppmätta halten vid Femman är dock högre än vad en lokal urban bakgrundhalt skulle vara vid byggarbetsplatsen på Hisingen. Tidigare genomförd generell modellering av PM_{10} för Göteborg har visat att 98-percentilen för dygnsmedelvärdet vid byggarbetsplatsen på Hisingen är mellan 55 och 60 procent av värdet vid Femman.

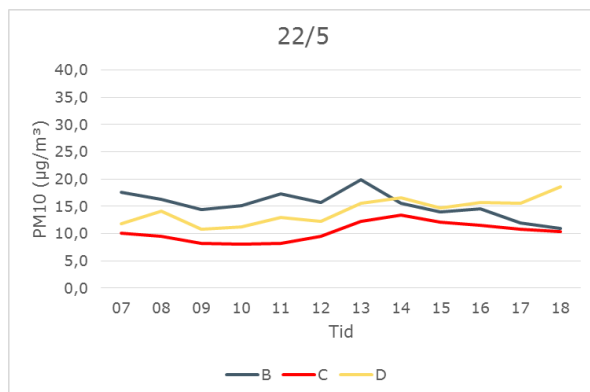
Mätningarna av partikelhalterna i luft vid byggarbetsplatsen på Hisingen visas i Figur 40 och Figur 41.



Figur 40. Partikelhalten vid de olika mätplatserna kring byggarbetsplatsen under den första mättdagen, 15 maj. Se Figur 21 för mätplatsernas placering.

Här framgår att halterna kring byggarbetsplatsen ökar under arbetsdagen den 15 maj (Figur 40) och sjunker drastiskt på eftermiddagen. Detta är dock samma mönster som ses vid mätningarna på Femman varför detta inte direkt kan härledas till aktiviteter på byggarbetsplatsen.

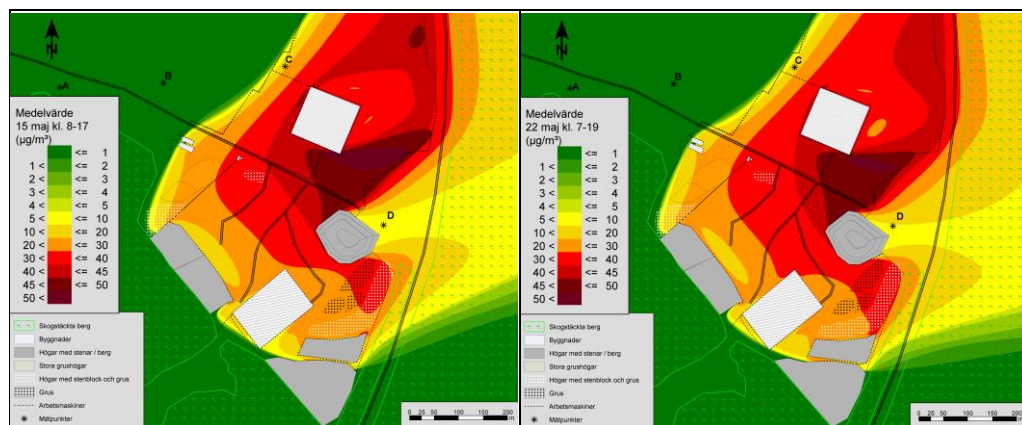
Partikelhalterna under den andra mättdagen (Figur 41) är generellt lägre och mycket jämnare under dagen. Det finns även en intern skillnad mellan de olika punkterna med en differens på mellan 5 och knappt $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.



Figur 41. Partikelhalten vid de olika mätplatserna kring byggarbetsplatsen under den andra mät dagen, 22 maj. Se Figur 21 för mätplatsernas placering.

Det framgår att området där mätpunkten A placerades inte är så opåverkat av lokala emissioner som var antaget när mätplatserna utsågs. Förutom att ett sannolikt bidrag från den lokala grusvägen, där även byggtrafik färdades, når fram till mätaren så expanderade bygget och därmed området för damning mellan de två mätningarna. Detta innebär att det tyvärr inte finns någon opåverkad punkt för bedömning av en lokal bakgrundshalt, varför det utifrån mätningarna heller inte går att i detalj uppskatta enbart bidraget från olika delar av byggarbetsplatsen.

Den framtagna emissionsfaktorn har spridningsmodellerats för att jämföras mot valideringsmätningarna den 15 och 22 maj, med dagsspecifik meteorologi (se Figur 26 och Figur 27). Spridningsbildernas medelvärden kan ses i Figur 42. Ingen urban bakgrundshalt av partiklar har adderats till kartorna.



Figur 42. Medelvärde av haltbidraget från byggarbetsplatsen för mät dag 15 maj 2017 klockan 8-17 respektive 22 maj 2017 klockan 7-19. Ingen urban bakgrundshalt ingår.

Modellresultaten visar för båda fallen en tydlig plym åt nordost, vilket kan förklaras med att vinden blåste från sydvästliga riktningar båda dagar. Då variationen i vindriktningen har varit obetydligt sträcker sig plymen endast åt ett håll ifrån arbetsområdet.

Mätningar av partiklar genomfördes i mätpunkterna A, B, C och D. Från Figur 42 har de beräknade medelhalterna hämtats och jämförts med uppmätta partikel-

halter. Av Tabell 18 framgår att den modellerade halten varierar mellan en underskattning på 27 procent under första dagens mätningar till en överskattning på 18 procent dag två.

Tabell 18. Jämförelse mellan uppmätta och modellerade PM_{10} -halter ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

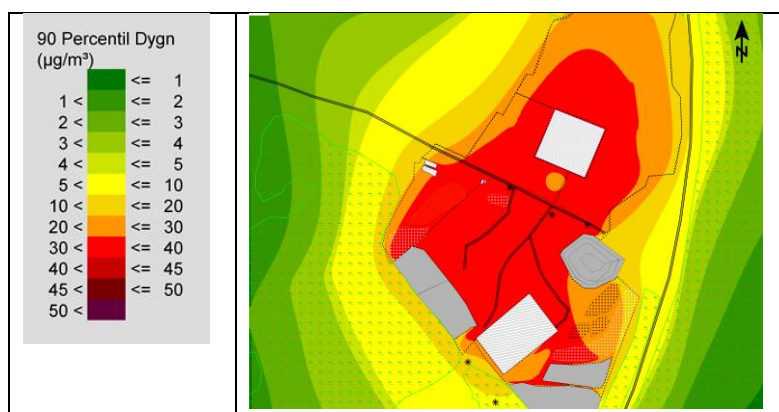
PM_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Medelvärde alla punkter		Jfr model- lerat/ uppmätt
	Model- lerat	Uppmätt	
2017-05-15	18	24	- 27 %
2017-05-22	15	13	+ 18 %

8.2.3 Spridningsberäkning helår

Spidningsberäkning har även genomförts på helårsbas för dels enbart passiv damning från en byggarbetsplats dels delbart damning från utdrag på allmän väg.

Haltbidrag passiv damning

Den passiva damningens bidrag till partikelhalten ses i Figur 43 som årsmedelvärde och 90-percentilen av dygnsmedelvärdet. Årsmedelvärdet uppgår på området till 5-10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och sjunker snabbt med ökande avstånd från området. För 90-percentilen av dygnsmedelvärdet når bidraget 30-45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ på området, men även här ses en snabb avklingning med avståndet. Då ingen bakgrundshalt är inkluderad i kartorna visar Figur 43 endast partikelhalten från byggarbetsplatsens passiva damning. Haltbidraget på årsbas beräknat som en 90-percentil för dygnsmedelvärdet är strax utanför området det aktuella byggarbetsområdet mellan 5-20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



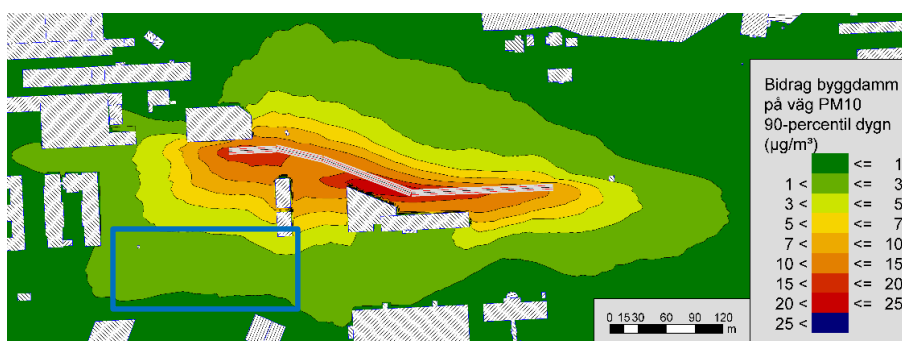
Figur 43. Beräkning av spridningen av passiv damning för ett helt år som 90-percentil av PM_{10} .

Haltbidrag från byggdamm på allmän väg

Då det inte fanns några valideringsdata i omgivningen vid de vägar där utdraget har mätts, har därmed ingen validering kunnat göras. Spridningsberäkningar har därför gjorts på en plats i Göteborg där övriga indata i form av trafikmängder fanns tillgänglig.

Enligt mätningar av utdrag av damm på allmän väg samt uppskattning av EF av densamma är utdraget högst närmast uppfarten från bygget och avtar med avståndet. Haltbidraget från utdraget påverkas naturligtvis av detta men även av mängden trafik på den väg som utdrager hamnar på. Ju fler fordon desto högre uppvirvling av det ackumulerade materialet. I detta exempel kör byggtrafiken ut på en väg med ca 5 000 fordon/dygn men ansluter till en större väg med betydligt högre trafikmängder, ca 20 000 fordon/dygn. Den högre mängden närmast utfarten från byggarbetsområdet ger initialt högt haltbidrag. Längre ifrån utfarten blir återigen haltbidraget högt då till följd av att mängden trafik ökar (Figur 43).

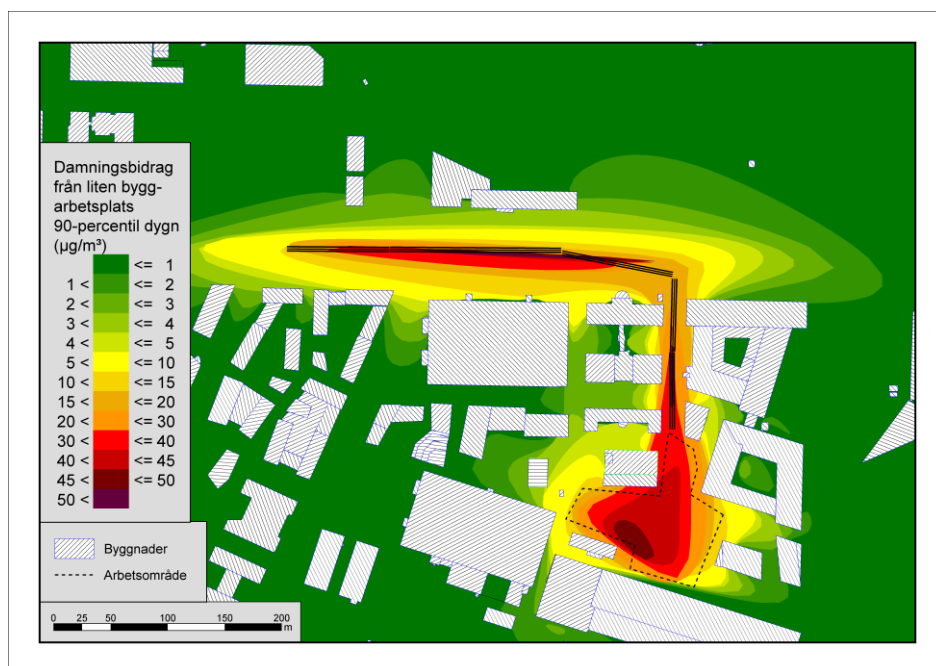
Spridningsmönstret visar även att uppvirvlat byggdamm från vägen i detta fall når omkring 100 till 120 m vid sidan om vägen.



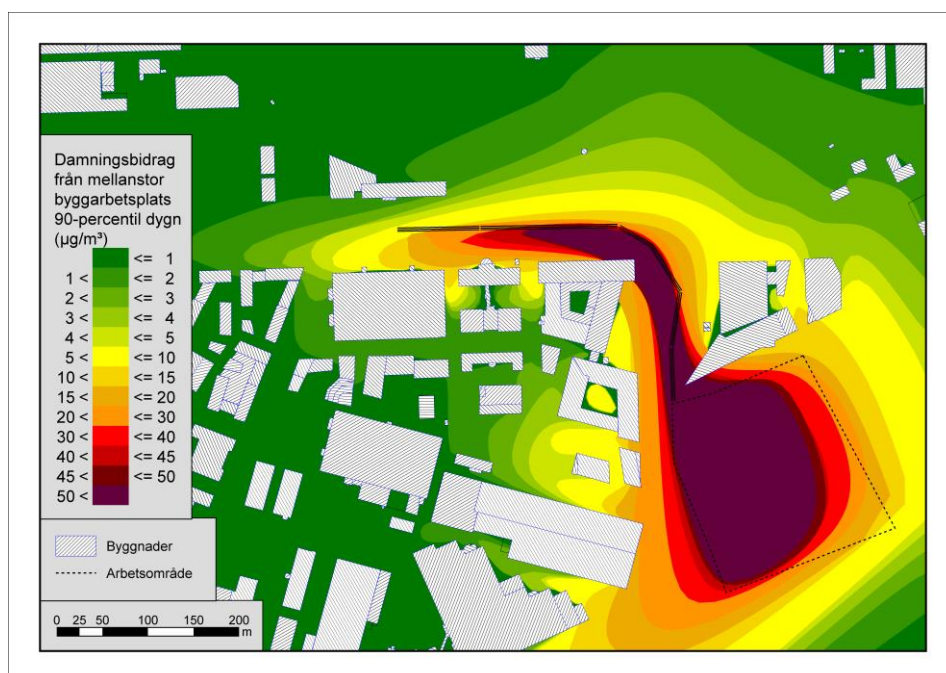
Figur 44. Bidrag till 90-percentilen av dygnsmedelvärde av PM_{10} från byggtrafik. Byggarbetsområdet markerat med blå rektangel.

8.2.4 Kombination passiv damning och byggdamm allmän väg

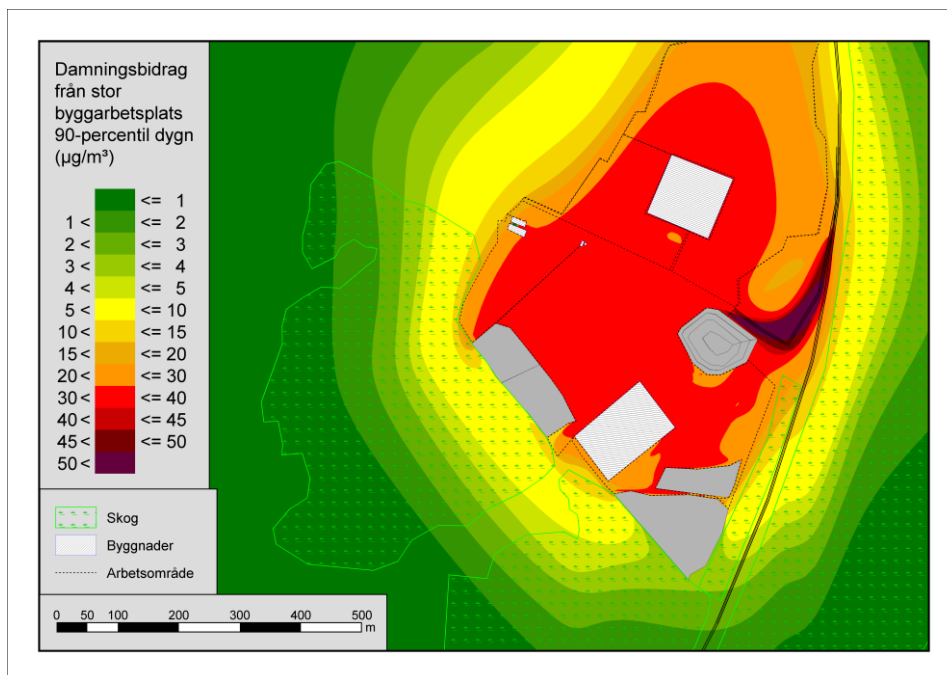
De tidigare beräkningarna har endast behandlat antingen passiv damning från byggarbetsplatser eller damning från utdrag på allmän väg. Syftet har varit att kunna uppskatta storleken, spridningen och därmed effekten av respektive källa. Här har dock båda bidragen beräknats samtidigt. Spridningsberäkningar av damningsbidraget har gjorts från tre olika stora byggarbetsplatser enligt beskrivning i avsnitt 6.2.3, haltkartor visas i detta avsnitt. Gemensamt för de tre scenarierna är en antagen ÅDT om 5 000 fordon de första 100 meterna från byggarbetsplatsens utfart och därefter antas vägen ansluta till en mer vältrafikerad väg med ÅDT om 20 000.



Figur 45. Damningsbidrag från en liten byggarbetsplats i ett trångt gaturum med 25 byggfordon per dag, utöver vanlig trafik.

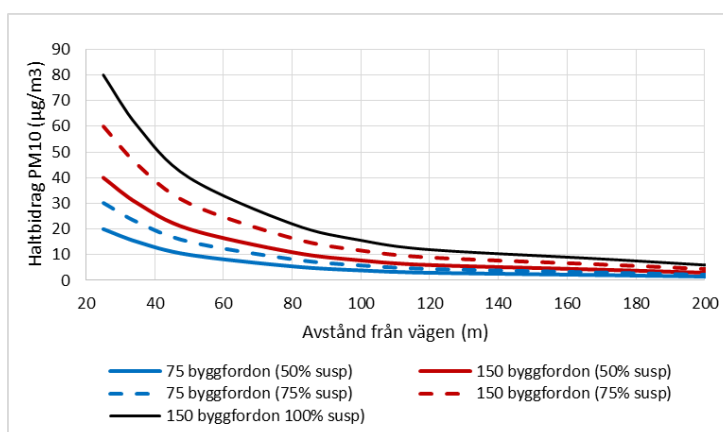


Figur 46. Damningsbidrag från en mellanstor byggarbetsplats i ett halvstängt gaturum med 75 byggfordon per dag, utöver vanlig trafik.



Figur 47. Damningsbidrag från en stor byggarbetsplats i öppen terräng med 150 byggfordon per dag, utöver vanlig trafik.

Halterna som kan utläsas kring den vältrafikerade vägen (bortanför 100 meter från byggarbetsplatsens utfart) i det mellanstora byggarbetsplatsscenarioet (Figur 46) har analyserats utifrån antal byggfordon och andelen som initialt är suspenderbar av byggdamm/sanden som deponeras på vägen. Halterna har därefter räknats upp för fler antagna byggfordon i området, samt för olika fraktioner suspenderbart material i den på vägen deponerade mängden byggdamm, resultatet av detta visas i Figur 48.



Figur 48. Avklingning av haltbidraget från byggdamm på väg kring en gata med ÅDT 20 000, baserat på spridningsberäkningen för en medelstor byggarbetsplats där dels hälften (50%) dels allt (100%) av det ackumulerade byggdamm är suspenderbart. Beräkningen är för 90-percentilen för dygnsmedelvärdet.

I Figur 48 framgår att det är stor avklingning av halten från vägen och ca 50 m ifrån. Det syns även att det är ett linjärt förhållande andelen suspenderbart material d.v.s. vid då allt damm är så finkornigt att det är suspenderbart blir haltbidraget dubbelt så högt som då endast hälften är suspenderbart. Påverkan ses på mer än 100 meters avstånd från vägen. Det framgår även att för de

första 40 metrarna från vägen kan enbart haltbidraget ge överskridande av MKN, om allt damm är suspenderbart.

8.3 Spridningsberäkningar av byggbuller

I ett tätbebyggt område kan ofta många beröras av omgivande byggbuller. Byggplatser inom tätbebyggda områden har dock oftast en begränsad yta vilket i sin tur ofta ger en minskad möjlighet till flera arbetsmoment samtidigt – därav kan bullerbelastningen naturligt bli mindre än inom större entreprenader.

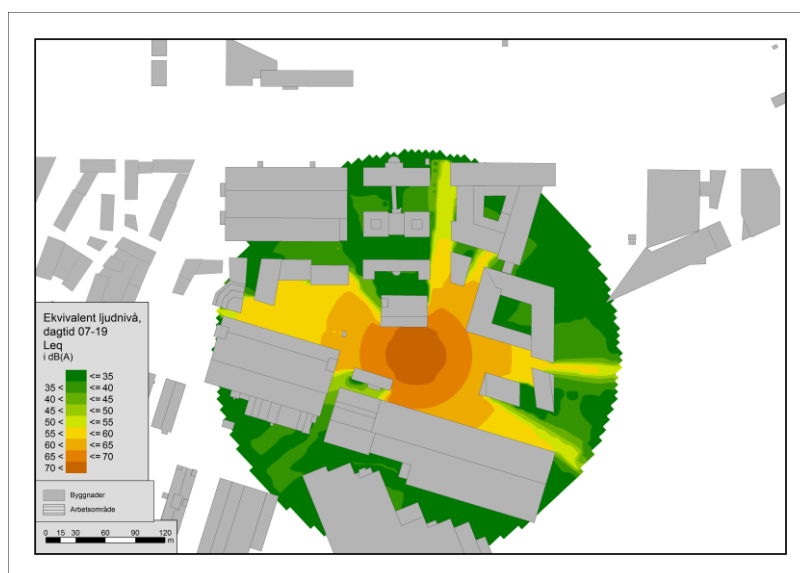
I detta kapitel redovisas dels beräkningar som linjerar med motsvarande storlekar på arbetsområden och typer som för damning till luft. Beräkningarna inkluderar terrängmodeller och omgivande bebyggelse.

Här redovisas även detaljerade beräkningar där utfall presenteras som tillgänglig tid för bullrande arbete utifrån given metodik.

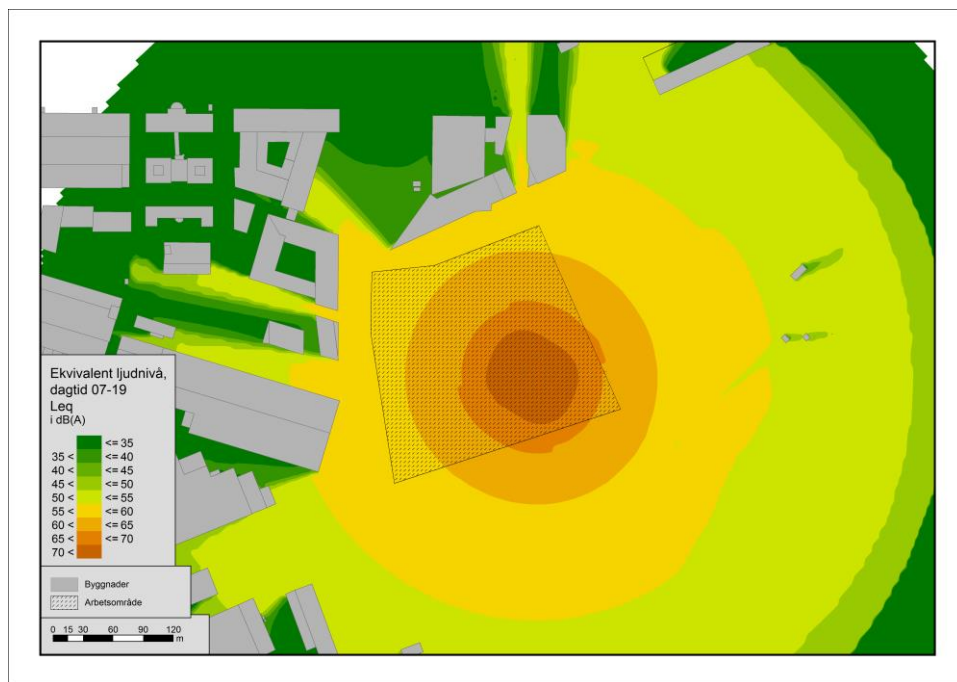
8.3.1 Linjering med damningsberäkningar

För att linjera med beräkningarna för damning visas här resultat från spridningsberäkningarna endast i 2D för olika storlekar och pågående verksamhet på byggarbetsplats; här hjullastare med ljudeffekt om 105 dB(A).

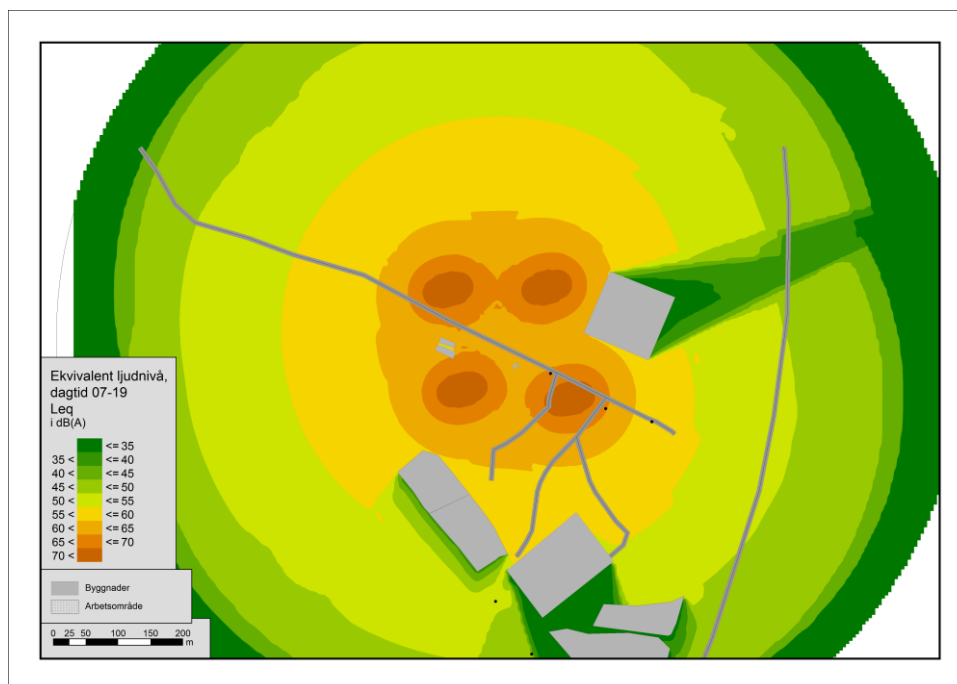
Nedanstående figurer och tabeller utgår från riktvärdet för bostäder utomhus. Beräkningarna är gjorda 2 meter ovan mark för att illustrativt ge bilden av ljudspridning inom respektive område. Se Figur 49, Figur 50 och Figur 51 samt Tabell 19.



Figur 49. Beräkningar av byggbuller, litet arbetsområde - tätbebyggt. Simulerat är två vanliga anläggningsmaskiner med tillhörande ljudeffekt. Konstant drift, dagtid.



Figur 50. Beräkningar av byggbuller, mellanstort arbetsområde - delvis tätbebyggt. Simulerat är fyra vanliga anläggningsmaskiner med tillhörande ljudeffekt. Konstant drift, dagtid



Figur 51. Beräkningar av byggbuller, större arbetsområde - glesare bebyggelse. Simulerat är åtta vanliga anläggningsmaskiner med tillhörande ljudeffekt. Konstant drift, dagtid

Tabell 19. Sammanställning av gridberäkningar relativt riktvärden bostäder och risk för överskridanden.

Storlek på arbetsplats	Omgivande bebyggelse	Antal arbetsmaskiner i drift samtidigt	Avstånd när ekvivalenta ljudnivåer för bostäder överskrids, ca meter		
			Dag	Kväll	Natt
Stor	Glest	8	200	450	600
Mellanstor	Delvis tät	4	125	350	425
Liten	Tätare	2	100	200	225

8.3.2 Utökade beräkningar

För att täcka in samtliga relevanta beskrivna parametrar (kap. 7) i frågeställningen har över 100 spridningsberäkningar genomförts. Dessa har sedermera organiserats utifrån resulterande ljudnivå utomhus och inomhus, avstånd och ingående ljudeffekter. Resultatet ges nedan i Tabell 20.

Tabellen/matrisen nedan kan läsas dels utifrån storleken på byggarbetsplatsen genom antalet maskiner [n] och deras respektive klassning samt dels i avståndet [d] från närliggande bullerkänslig verksamhet.

Utfallet i de färgmarkerade cellerna motsvarar antalet aktiva arbetstimmar [t] dagtid vardagar [T] som verksamheten kan pågå för att riktvärden ska innehållas utomhus [L_{PAU}] respektive inomhus [L_{PAI}] vid exempelvis bostäder. Samtliga nivåer avser ekvivalentnivåer utgående från NFS 2004:15.

Grön markering i cell innebär att ingen begränsning finns, gul innebär att tidsbegränsning ska göras. Röd innebär att riktvärden överskrids oavsett drifttid [t].

Exempelvis framgår det av tabeller att inom 100 meter från bullerkänslig verksamhet (t.ex. dagis), kan arbete med 2 maskiner i klass 2 pågå under en av tolv timmar dagtid, utifrån riktvärden utomhus. Samtidigt kan dock arbetet pågå i tolv av tolv timmar avseende ljudnivåer inomhus.

Tabell 20 Resultatmatris utifrån spridningsberäkningar av olika klassningar och antal arbetsmaskiner, avstånd från källan och möjlig effektiv arbetstid utifrån ekvivalent ljudnivå dagtid vardagar på timbas.

Rött innebär att riktvärden generellt inte klaras. Gult innebär begränsningar i tid medan grönt saknar begränsningar.

n [st]	Klass 1						Klass 2						Klass 3					
	2		4		8		2		4		8		2		4		8	
d [m]	UTE	INNE	UTE	INNE	UTE	INNE	UTE	INNE	UTE	INNE	UTE	INNE	UTE	INNE	UTE	INNE	UTE	INNE
10	0	10	0	4	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
25	2	12	1	12	1	12	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
50	12	12	6	12	2	12	0	4	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0
75	12	12	12	12	8	12	0	8	0	4	0	2	0	0	0	0	0	0
100	12	12	12	12	12	12	1	12	1	8	0	4	0	1	0	0	0	0
150	12	12	12	12	12	12	2	12	1	12	0	8	0	2	0	1	0	1
200	12	12	12	12	12	12	4	12	2	12	1	12	0	4	0	2	0	1
250	12	12	12	12	12	12	6	12	2	12	2	12	0	8	0	4	0	2
300	12	12	12	12	12	12	10	12	4	12	2	12	1	12	0	6	0	2
350	12	12	12	12	12	12	12	12	6	12	2	12	1	12	0	8	0	4
400	12	12	12	12	12	12	12	12	8	12	4	12	2	12	1	12	0	6
450	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	6	12	2	12	1	12	0	8
500	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	6	12	4	12	2	12	1	10
550	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	8	12	4	12	2	12	1	12
600	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	10	12	6	12	2	12	1	12
650	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	8	12	4	12	2	12
700	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	10	12	4	12	2	12
750	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	6	12	2	12
850	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	8	12	4	12
1000	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	6	12
1250	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12

9 Klassificering

Studien har som övergripande mål att ta fram en generaliserad metod för att kunna bedöma om beräkningar av partikelspridning respektive buller behöver göras vid en planerad byggarbetsplats. Metoden bygger bland annat på en klassificering av byggarbetsplatser, vilket visas i Tabell 21. Klassificeringen är delvis gemensam med avseende på både damning och buller. Testområdet på Hisingen räknas som en stor arbetsplats.

Tabell 21. Typisk yta, antal byggfordon/dag samt antal arbetsmaskiner för de olika storlekskategorierna av byggarbetsplatser som undersökts.

Storlek på byggarbetsplats	Area (m ²)	Antal byggfordon/dag	Antal arbetsmaskiner i drift samtidigt
Stor	236 000 (485*485 m)	150	8
Mellanstor	40 000 (200*200 m)	75	4
Liten	8 000 (90*90 m)	25	2

I avsnitten nedan beskrivs den framtagna metoden vidare för damning respektive buller.

9.1 Damning

Huruvida emissionen av damning från en byggarbetsplats behöver beräknas eller inte beror förenklat på:

- > avståndet från bygget till boende, plats för utomhusvistelse, verksamheter, m.m. som kan bli störda
- > storleken på arbetsplatsen
- > den urbana bakgrundshalten (omgivningshalten) av partiklar i området.

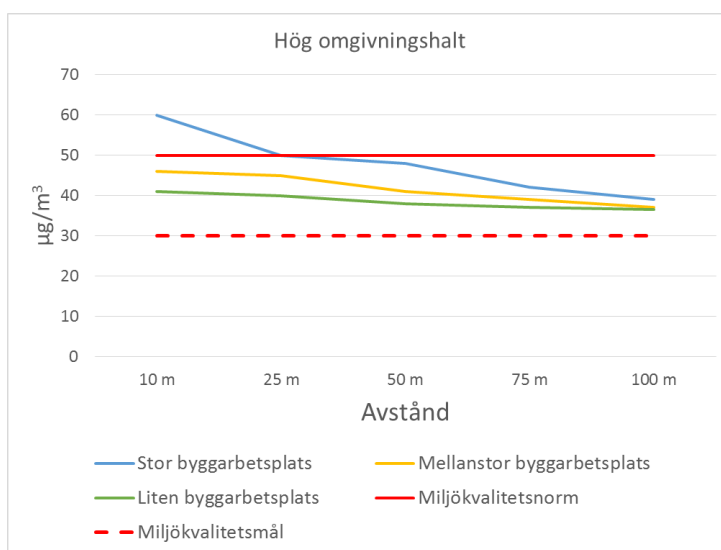
För att kunna göra en klassificering av när bidraget från passiv damning från en byggarbetsplats kan blir ett problem för omgivningen har haltbidraget från arbetsplatser i olika storlek utlästs ur haltkartorna på några olika avstånd från arbetsområdet. Till detta har några olika bakgrundshalter adderats, så att totalhalter för olika fall kan jämföras mot MKN och miljö kvalitetsmålet. Haltavklingningen har beräknats för tre olika stora arbetsplatser (definierade ovan i Tabell 21) och med tre olika bakgrundshalter, klassade som hög, mellan och låg omgivningshalt. Omgivningshalterna som använts visas i Tabell 22, dessa halter motsvarar uppmätta halter i antingen gaturum eller urban bakgrund enligt vad som anges i tabellen.

Tabell 22. Exempel på omgivningshalter av 90-percentilen av dygnsmedelvärde av PM₁₀.

Kategori	Motsvarande haltnivå	Haltnivå 90-percentil dygn PM ₁₀ (µg/m ³)	Typ av mätning
Hög	Nära större väg eller gaturum i storstad	35	Gaturumsmätning

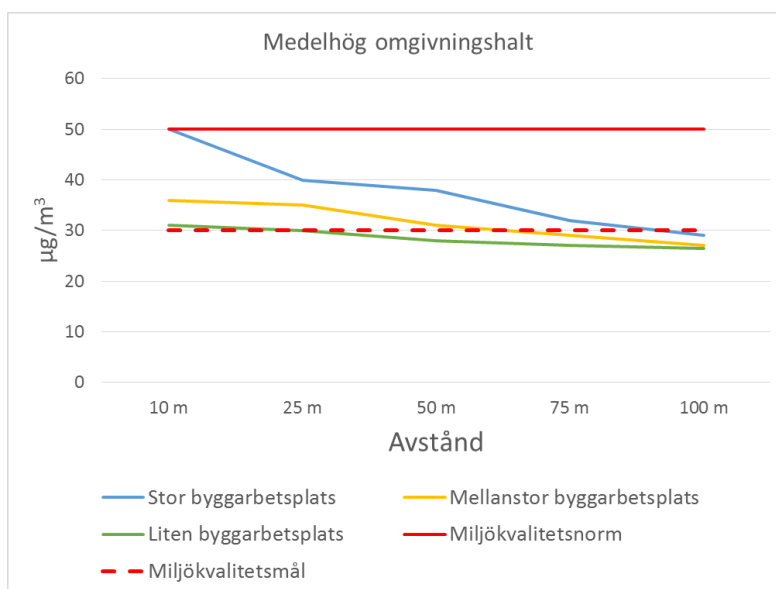
Mellan	Centralt i mellanstor stad eller perifert i stor stad	25	Mätning av urban bakgrundshalt i tak-nivå
Låg	Liten stad eller perifert i mellanstor stad	14	Mätning av urban bakgrundshalt i tak-nivå

Resultaten av detta visas i Figur 52 till Figur 54 nedan. I Figur 52 har en hög omgivningshalt lagts till, som motsvarar nivåerna i ett gaturum i en storstad, där det är hög bakgrundshalt, vid trafikerade vägar i större städer.

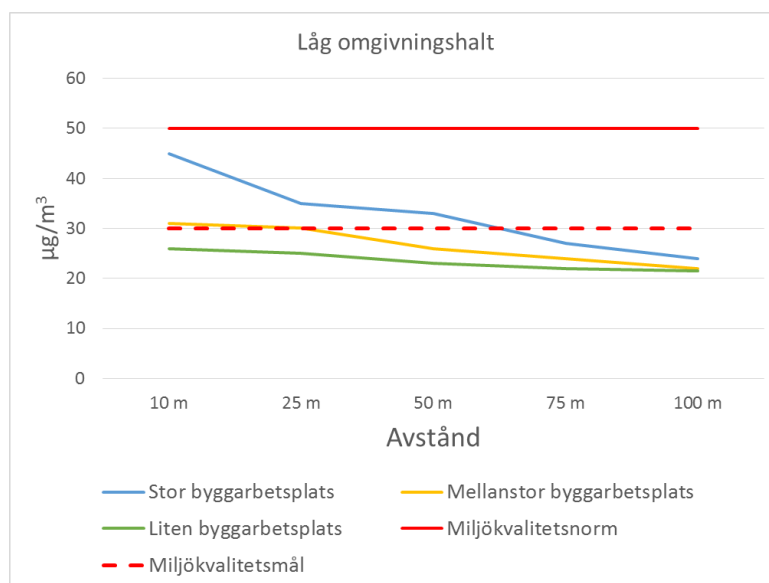


Figur 52. *Haltavklingning för 90-percentilen av dygnsmedelvärde av PM_{10} på olika avstånd från byggarbetsplatsen, för utsläpp från olika stora byggarbetsplatser. Halten som visas är totalhalt med hög omgivningshalt.*

Figur 53 visar situationen med en medelhög omgivningshalt representativ för exempelvis en medelstor stad eller i utkanten av en stor stad, medan Figur 54 visar haltbilden i en liten stad, där omgivningshalterna är låga.



Figur 53. Haltavklingning för 90-percentilen av dygnsmedelvärdet av PM_{10} på olika avstånd från byggarbetsplatsen, för utsläpp från olika stora byggarbetsplatser. Halten som visas är totalhalt med medelhög omgivningshalt.



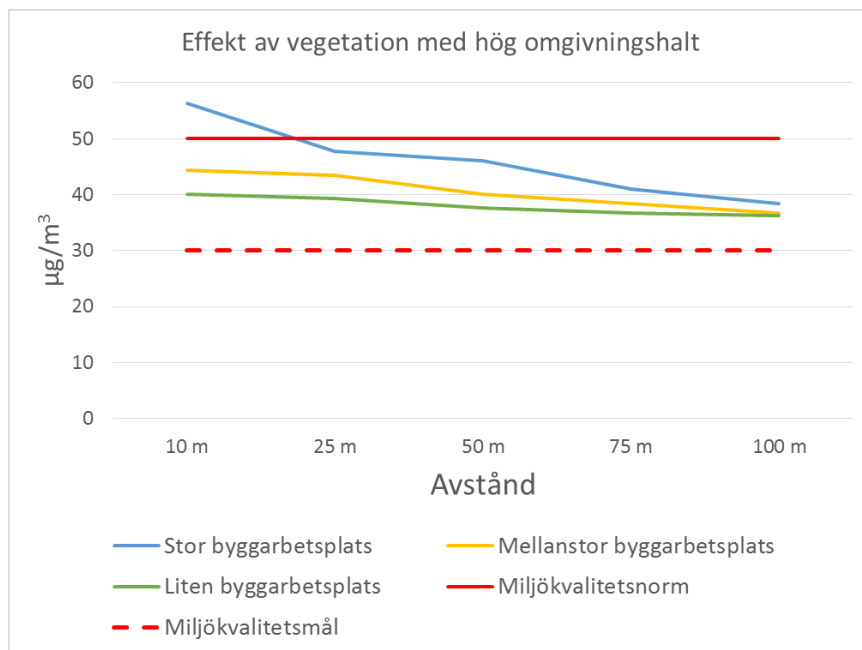
Figur 54. Haltavklingning för 90-percentilen av dygnsmedelvärdet av PM_{10} på olika avstånd från byggarbetsplatsen, för utsläpp från olika stora byggarbetsplatser. Halten som visas är totalhalt med låg omgivningshalt.

Sammanfattningsvis ses att halterna nära byggarbetsplatserna kan bli så höga att MKN för 90-percentilen av dygnsmedelvärdet riskerar att överskridas nära byggarbetsplatserna. Ju större byggarbetsplats och ju högre bakgrundshalt, desto större risk för överskridanden.

Gällande nivåerna för miljö kvalitetsmålet för PM_{10} , så uppnås nivån för årsmedelvärdet ofta redan i den urbana bakgrundsnivån, och ett tillskott i haltbidrag från byggarbetsplatserna förbättrar inte situationen. Även nivån för miljö kvalitetsmålet för 90-percentilen av dygnsmedelvärdet riskerar att överskridas vid stora och medelstora arbetsplatser, och även vid små byggarbetsplatser om omgivningshalten är hög.

En möjlig åtgärd för att minska damningen utanför byggarbetsplatser är att använda vegetationsridåer. I Figur 55 visas effekten på avklingningen och totalhalten med en vegetationsridå som antas filtrera bort 15 % av partiklarna som emitteras från byggarbetsplatsen. Den antagna filtreringseffekten baseras på de effekter som uppmätts av Chen et al. (2015). Vegetationens effekt på luftomblandningen är inte inkluderad i denna haltuppskattning.

Halterna i Figur 55 kan jämföras med halterna i Figur 52, som har samma omgivningshalt. Eftersom det antas att vegetationen bara påverkar haltbidraget från byggarbetsplatsen och inte omgivningshalten, så blir haltminskningen liten, upp till 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ närmast byggarbetsplatsen vid ett högt haltbidrag. Dock har vegetationens påverkan på luftomblandningen inte inkluderats, påverkan på det lokala haltbidraget kan vara större eller mindre beroende på effekten på spridningsmönstret.



Figur 55. Effekten av vegetationsridå på haltavklingning för 90-percentilen av dygnsmedelvärden på olika avstånd från byggarbetsplatsen, för utsläpp från olika stora byggarbetsplatser. Halten som visas är totalhalt med hög omgivningshalt.

9.1.1 Klassificeringstabell damning från arbetsplats

Baserat på resultaten från spridningsberäkningarna för byggarbetsplatser och haltavklingningen som visas ovan har rekommendationer på i vilka fall som utredning av damning från byggarbetsplatser behövs tagits fram. En utvärderingstabell för att bedöma när damning kan orsaka problem i omgivningen visas i Figur 56. Här tas hänsyn till omgivningshalt, storlek på byggarbetsplatsen samt avstånd till det som riskerar att störas. Utöver detta så påverkar även den omgivande bebyggelsestrukturen haltnivåerna, enligt vad som visas i resultaten ovan, i ett stängt gaturum blir halterna högre än i ett öppet område. Dessutom måste påverkan från byggtrafiken tas i beaktande vid utvärdering av risk för störande damning från byggarbetsplatser, eftersom det påverkar halterna i området och ger ökade utsläpp från lokala vägar. Utvärderingstabellen täcker därmed inte in alla aspekter, utan vid bedömning av risken för damning är det viktigt att tänka på helheten.

Förklaring till Figur 56.

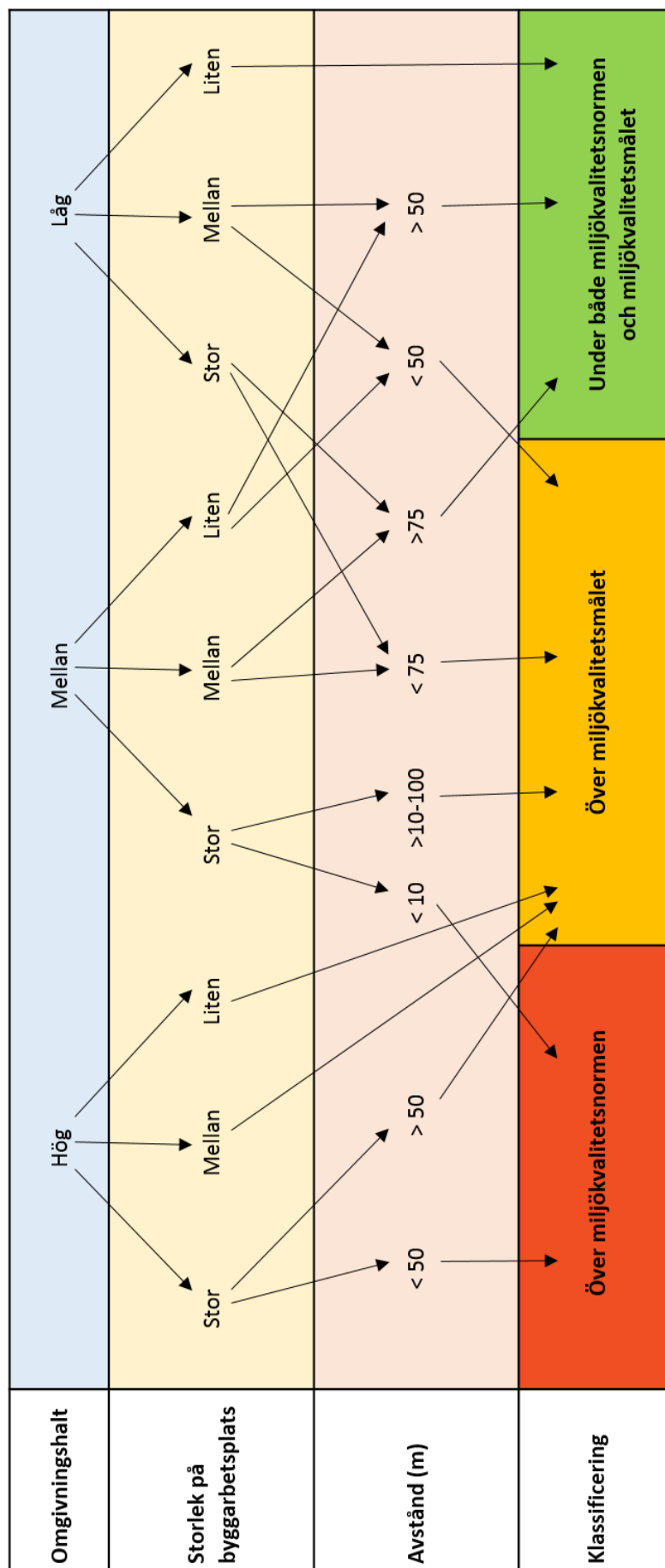
Röd – damning kan bli ett problem, halter riskerar att överskrida MKN för 90-percentilen av dygnsmedelvärdet.

Grön – damning förväntas inte bli ett problem, risken för överskridanden är låga.

Orange – damning kan bli ett problem, risk för halter över miljö kvalitetsmålet för 90-percentilen av dygnsmedelvärdet. För orange kategori bör andra faktorer vägas in för att kunna avgöra om beräkningar av damningen behövs, så som:

- > Hur hög bakgrundshalten i området är. Om det är små marginaler till MKN och miljökvalitetsmålet kan utredning behövas.
- > Finns närliggande andra källor till partiklar som kan ge höga halter i närområdet? Detta kan öka behovet av utredning.
- > När på året arbetet sker påverkar, det dammar oftast mer under våren och sommaren än på hösten och vintern.
- > Hur länge arbetet pågår, ju lägre tid desto mer risk att damningen från arbetsplatsen orsakar problem i närområdet.
- > Lokala spridningsförutsättningar på platsen påverkar halterna, i trånga gatuum leder samma emission till högre halter än i ett öppet område.
- > Vegetationsridåer kan användas för att skärma av och filtrera luften från dammande partiklar. Mer utvärdering av denna typ av åtgärd behövs.
- > Om det är mycket transporter från arbetsplatsen blir det även ett haltbidrag från utdrag av byggdamm på vägarna intill arbetsplatsen, vilket gör att halterna i området ökar. Mängden transporter bör därmed vägas in.

Arbete kan undvikas de dagar då det väntas vara som mest ofördelaktiga spridningsförutsättningar.



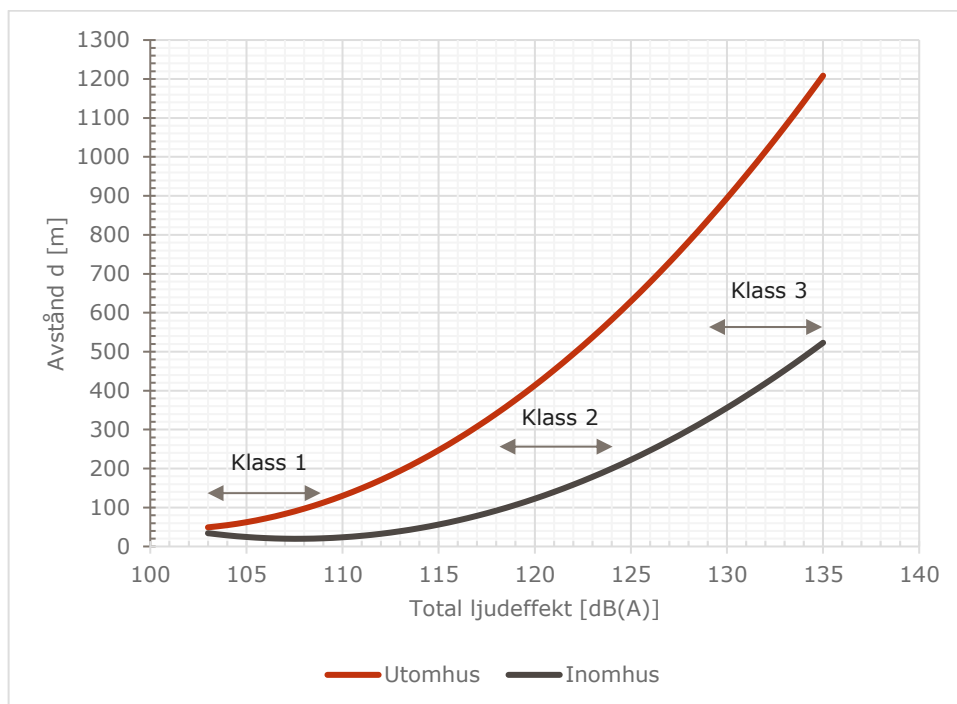
Figur 56. Utvärderingstabell där omgivningshalten, storleken på arbetsplatsen samt avståndet till det område som riskerar att bli stört avgör om situationen klassificeras som röd, orange eller grön. Nedanför tabellen definieras de olika klassificeringarna.

9.2 Buller

Riktvärden i NFS 2004:15 för ljudnivåer utomhus vid fasad är svårt innehålla inom 100 meter dagtid med konventionella arbetsmaskiner även vid mindre arbetsområden. För kvälls- och nattetid skärps riktvärdena både avseende riktvärde och andelen av drifttiden jämfört dagtid. Detta begränsar starkt situationerna när byggbuller kan bortses ifrån relativt riktvärdena.

Baserat på resultaten från spridningsberäkningarna av buller för de definierade byggarbetsplatserna ges nedan översiktliga riktlinjer och rekommendationer för vilka fall där en mer detaljerad utredning behöver tas fram, de facto att man närmar sig riktvärdena.

Tabell 20 från simuleringarna av buller kan översättas i samlade anpassningskurvor som motsvarar avstånden för att klara riktvärden för ute respektive inomhus dagtid kontra den samlade ljudeffekten för de olika simuleringarna. Se nedan i Figur 57.



Figur 57 Avstånd relativt samlad ljudeffekt dagtid, anpassningskurvor från simuleringar. OBS! Notera att anpassningskurvan för Inomhus har en svag negativ lutning fram till ca 110 dB(A) pga polynomets utformning, detta beror på de avrundade kortare avstånden vid spridningsberäkningarna [25,50,75.. m].

Byggarbetsplatsen utformning, innehåll och lokalisering styr. Generellt ska åtgärder på källan prioriteras i form av att bästa tillgängliga teknik används. Här handlar det om inkapslingar av riggar, eldrift eller val av andra arbetsmetoder. Avvägningen mellan teknisk och ekonomisk rimlighet måste ställas mot samhällsnyttan samt den olägenhet som verksamheten skapar, där olägenheten samtidigt är starkt kopplad till tidsåtgång och ljudnivå.

Klassificeringarna av bullrande utrustning och storlek på arbetsplats i kombination med hur en så kallad bullerkvot fylls ifråga om löpande arbetstid bedöms ge

en bra orientering om hur avstånd, verksamhet och olägenhet påverkas. Nedan i Tabell 23 ges en sammanställning av ytterligheterna från spridningsberäkningarna.

Tabell 23. *Utvärderingstabell där klassningen av arbetsmaskinen på byggarbetsplatsen och avståndet till det område som riskerar att bli stört avgör om situationen klassificeras som röd, orange eller grön. Siffror i tabell motsvarar timmar möjlig drift relativt riktvärden utomhus/inomhus vid användning av 2 maskiner i respektive klass.*

Avstånd		25 m	50 m	100 m	200 m	300 m	400 m
Storlek arbetsplats	Liten						
	Mellanstor						
	Stor						
Verksamhet	Klass 3	0/0	0/0	0/1	0/2	1/12	2/12
	Klass 2	0/1	0/4	1/12	4/12	10/12	12/12
	Klass 1	2/12	12/12	12/12	12/12	12/12	12/12

Grön – buller förväntas inte bli ett problem, risken för överskridanden bedöms generellt låga.

Orange – buller kan bli ett problem i vissa fall, specifikt kvälls- och nattetid. För orange kategori bör fler faktorer vägas in för att innehålla riktvärdena som helhet. Speciellt avser detta skyddsåtgärder och begränsningar i tid för någon faktor.

Röd – buller är troligen ett problem, nivåer riskerar att överskridas dagtid.

För orange och röd nivå bedöms att detaljerade beräkningar och underlag kommer behövas för att studera frågan närmare. I vissa fall kommer även åtgärder eller hantering behöva ses över, exempelvis enligt nedan:

- > Hur länge arbetet pågår relativt tidsrymden för utvärderingen (dag, kväll och natt); ju större andel av tiden desto större risk att riktvärdena för ekvivalentsnivåer överskrids
- > Lokala spridningsförutsättningar på platsen påverkar ljudnivåerna, i trånga gaturum kan ljudnivåer förstärkas på grund av reflektioner
- > Om byssjor eller containrar kan staplas eller placeras i anslutning till angränsande bullerkänslig verksamhet anordnas naturliga bullerskydd. Generellt kan dock inte skärmningseffekter över 10-15 dB tillgodoräknas.
- > Grusvägar medför generellt högre ljudnivåer från transporter än asfalterad väg. Eftersatt underhåll av grusvägar medför även ökad risk för ojämnheter som kan ge störningar.

- > Ett utökat kontrollprogram för byggarbetsplatser, exempelvis genom mobila dosimetrar med GPS-loggning som kontinuerliga närfältsmätningar kan behövas. Vid samordning av flera bullerkällor och dess givare ges viss möjlighet till att förutse hur mycket buller (läs: arbete) som kan utföras inom resterande arbetstid/period.

10 Diskussion

10.1 Passiv damning från byggarbetsplatser

Storleken på byggarbetsplatsen påverkar emissionens storlek (utsläpp i g/m² och år) och därmed haltbidraget till omgivningen. I exemplet som testats här så är byggarbetsplatsen relativt stor men med en måttlig aktivitet av arbetsfordon. Om byggarbetsplatsen skulle vara mindre men med oförändrad aktivitet, dvs. mer aktivitet per yta, så antas emissionen bli högre (i utsläpp per ytenhet). Detta beror på att emissionen är starkt knuten till aktivitetsnivån, eftersom däckens på fordonen virvlar upp dammet från ytan så att det kan transporteras vidare med vinden.

Skälet till att det blir skillnader mellan uppmätta och modellerade halter är att det antagligen inte dammar lika mycket från hela arbetsområdet, de delar som arbetet för tillfället bedrivs på dammar mer än "vilande" områden. Variationer som beror på arbetsmönster som inte fångats upp av de differentierade emissionsfaktorerna (EF_{tim}) ses i uppmätta halter. På en så stor byggarbetsplats som den på centrala Hisingen spelar det stor roll var arbete pågick under de korta mättiderna under två dagar i maj 2017.

Skillnaden mellan uppmätta och beräknade haltnivåer visar en underskattning på 27 procent mättag 1 och överskattning på 18 procent mättag 2, vilket ligger väl inom en godtagbar osäkerhetsmarginal. Som jämförelse kan nämnas att kravet på noggrannhet enligt Miljökvalitetsnormerna för "vanliga" simuleringar av exempelvis trafikemissioner är att 90-percentilen för dygnsmedelvärdet ska vara ± 50 procent från den uppmätta halten. Baserat på detta är överensstämmelsen god. De här beräknade EF är dessutom mycket lika de som beräknats tidigare för andra platser och verksamheter och likadan metodiken varför EF för passiv damning antas vara trovärdig.

Det hade dock varit en fördel om en uppmätt lokal bakgrund hade erhållits, men på grund av en missbedömning/begränsad information från byggansvariga om framfarten av bygget så hade detta skett snabbare än förväntat varför de utsedda platserna hamnat i påverkansområde för damningen. Den för området lokala urbana bakgrundshalten är därför baserad på mer storskaliga beräkningar för Göteborgsområdet, vilket i sig kan innebära en viss osäkerhet.

Mer mätdata för ytterligare jämförelser mellan modellerad och uppmätt halt hade varit av värde. För att mätningarna skulle omfatta en intressant situation krävdes att det var torrt väder, och hade varit torrt i några dagar, samtidigt som

det var aktiviteter på arbetsplatsen. Då det var begränsad tillgänglighet på mätinstrument samtidigt som övriga (meteorologiska) förutsättningar var rätt, gjordes mätningarna endast under två dagar.

10.2 Damning på allmän väg

Beräkningen av utdrag av minerogent material på väg från byggarbetsplats är uppmätt med samma metodik som används för provtagning av vägdamm på vägar för uppskattning av den allmänt ackumulerade mängden från slitagepartiklar på vägar från dubbdäck m.m. Denna mängd används sedan vidare som ingångsdata till NORTRIP-modellen för beräkning av s.k. resuspension av vägdamm. Denna metodik har även används här både avseende mätning av mängder och beräkning av uppvirvling, då samma processer även är aktiva för uppvirvling av utdraget damm från byggarbetsplatser.

Mätningarna har utförts på vägen utanför byggarbetsplatsen och till ett avstånd på maximalt 350 meter men är sannolikt inte nere på bakgrunds nivå vid detta avstånd. Här framgår att mängden (g/m^2) avklingar relativt snabbt från byggarbetsplatsens utfart. Till skillnad från fördelningen av damm före byggutfarten där dammängderna är minst i hjulspår och högst mellan hjulspår och vid vägkant visar profilmätningarna att dammängderna ökar påtagligt i hjulspåren efter utfarten. Fördelningen tenderar att återgå till den normala med ökande avstånd från utfarten.

Förutom markens beskaffenhet och fuktighet på byggarbetsplatsen är mängden byggtrafik central för hur mycket material som dras ut på vägen. Data har varit svår att få fram från byggarbetsplatserna, men en uppskattning för Vallastaden kunde göras och bedömdes till ca 150 fordon/dygn, vilket använts i modelleringen med NORTRIP.

Att omsätta mätdata från WDS direkt i NORTRIP-modellen är hittills oprövat och beräkningarna bör, med tanke på det begränsade underlaget avseende byggarbetsplatserna och dess trafik, trafiksituationer etc., användas med viss försiktighet. Mer underlag och valideringar avseende såväl dammförråd som PM_{10} -halter bedöms kunna öka säkerheten i analyserna påtagligt. Exempelvis kan WDS- och PM_{10} -mätningar på och runt en trafikerad väg med en eller flera byggplastutfarter under en period med olika vädersituationer och byggtrafik vara ett värdefullt datamaterial för förbättringar av metodiken, liksom ytterligare tester med att använda NORTRIP-modellen för vidareutveckling av emissionsberäkningarna.

De spridningsberäkningar som gjorts av utdrag av byggdamm på allmän väg visar att mängden byggfordon och hur mycket av dammet som kan virvla upp (suspendera) har stor påverkan på det lokala haltbidraget från vägen. Byggtrafiken är alltså en viktig faktor att ta med i bedömningen av den totala påverkan från en byggarbetsplats på omgivningen, eftersom effekten på haltbidraget kan vara stor.

10.3 Åtgärder damning

En möjlig åtgärd för att minska damningen från byggarbetsplatser är att använda vegetationsbarriärer. Olika studier visar olika effekt av detta, och mer utvärdering behövs. Vid den här åtgärden är det viktigt att tänka på vilken typ av vegetation som används, generellt rekommenderas barrträd eftersom de är bättre på att filtrera luft än lövträd,. Om lövträd/buskar ska användas rekommenderas växter med håriga blad eftersom de är bättre på att filtrera luften än växter med hårlösa blad. Denna typ av åtgärd är troligtvis effektivast närmast källan eftersom filtreringseffekten är koncentrationsberoende.

Det förslag till klassificering av risk för damning som tagits fram täcker inte in alla aspekter som kan påverka risken för höga halter i området. Frågan är komplex, och förutom byggarbetsplatsens storlek, den lokala omgivningshalten och avståndet till människor eller verksamheter som kan bli störda, så påverkar även exempelvis bebyggelsestrukturen i området risken för höga halter. I ett område med tät bebyggelse har dammet mindre luftvolym att spädas ut i, och bebyggelsen minskar vindhastigheterna vilket ytterligare förhindrar utspädning och därmed gör att halterna riskerar att bli höga. Då mätningar och modellering visat att utdrag av byggdamm på allmän väg utanför byggarbetsplatser ger en ökad mängd suspenderbart material och därmed ökad damning från trafiken på vägen, är det viktigt var byggtrafiken ska gå. Detta bör vägas in när risken för påverkan av damning bedöms.

En vidareutveckling av denna studie skulle kunna vara att titta på mängden deponerat material, inte bara på halter i luft. Detta skulle kunna användas för att bättre bedöma risken för störning i form av nedsmutsning på grund av damning från byggarbetsplatser.

10.4 Buller

Bullerberäkningar av de olika arbetsområdena ger tydligt att riktvärdena för byggbuller generellt är svåra att klara i stadsmiljö, oavsett storlek på byggarbetsplats. Ett generellt antagande som kan göras är att maskindrivet anläggningsarbete bör förekommas av förstudier av byggbuller. Inom tätbebyggda områden är det vanligt av tillsynsmyndigheter att luta sig på riktvärden inomhus på grund av svårigheten att innehålla de yttre riktvärdena.

Man kan konstatera att riktvärden inomhus dagtid för exempelvis bostäder i princip alltid kräver översyn inom tätbebyggt område. Gärna genom både begränsningar i tid och omfattande skyddsåtgärder.

Schablonen om 25 dB(A) ljudnivåskillnad ute-inne som generellt används är konservativ och kan i flera fall justeras i samband med inventeringar.

Byggbuller avses generellt att pågå endast under en begränsad tid. Pågår det över en längre tid kan det finnas skäl att ha en högre ambitionsnivå än riktvärdena inomhus i NFS 2004:15 avseende olägenhet för boende och verksamheter.

Vidare arbete rekommenderas samla kunskap och uppföljningar från byggarbetsplatser avseende predikterade ljudnivåer, konstaterade ljudnivåer genom övervakning och upplevd subjektiv störning.

11 Referenser

Beckett, K.P., Freer-Smith, P.H., Taylor, G. (2000). Particulate pollution capture by urban trees: effect of species and windspeed. *Global Change Biology* 6: 995–1003.

Björketun, U. & Carlsson, A. (2005). Trafikvariation över året. Trafikindex och rangkurvor beräknade från mätdata. VTI notat 31-2005.

Blanuša, T., Fantozzi, F., Monaci, F., Bargagli, R. (2015). Leaf trapping and retention of particles by holm oak and other common tree species in Mediterranean urban environments. *Urban Forestry & Urban Greening* 14: 1095–1101.

Brantley, H.L., Hagler, G.S.W., Deshmukh, P.J. & Baldauf, R.W. (2014). Field assessment of the effects of roadside vegetation on near road black carbon and particulate matter. *Science of the total environment*, 468-469, 120-129.

Calfapietra, C., Fares, S., Manes, F., Morani, A., Sgrigna, G., Loreto, F. (2013). Role of Biogenic Volatile Organic Compounds (BVOC) emitted by urban trees on ozone concentration in cities: A review. *Environmental pollution* 183: 71-80

Chen, X., Pei, T., Zhou, Z., Teng, M., He, L., Luo, M. & Liu, X. (2015). Efficiency differences of roadside greenbelts with three configurations in removing coarse particles (PM10): A street scale investigation in Wuhan, China. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14, 354–360.

Denby, B.R., Sundvor, I. (2012). NORTRIP Model Development and Documentation. Norwegian Institute for Air Research (NILU OR 23/2012).

Ghirardo, A., Xie, J., Zheng, X., Wang, Y., Grote, R., Block, K., Wildt, J. et al. (2016). Urban stress-induced biogenic VOC emissions and SOA-forming potentials in Beijing. *Atmospheric chemistry and physics* 16: 2901-2920

Gustafsson, M., Blomqvist, G., Janhäll, S., Johansson, C., Järnskog, I., Norman, M. och Silvergren, S. (2017). Driftåtgärder mot PM10 i Stockholm: utvärdering av vintersäsongen 2015–2016. VTI-rapport 928

Gustafsson, M., Blomqvist, G., Janhäll, S., Norman, M. och Johansson, C. (2016). Driftåtgärder mot PM10 i Stockholm – Utvärdering av vintersäsongen 2014-2015. VTI-rapport 897

Göteborgs Stad (2011). Årsrapport. Luftkvaliteten i göteborgsområdet 2010. Miljöförvaltningen, R 2011:10

Göteborgs Stad (2013). Luftkvaliteten i Göteborgsområdet. Årsrapport 2012. Miljöförvaltningen, R 2013:7

Göteborgs Stad (2017a). Luftkvaliteten i Göteborgsområdet Årsrapport 2016, Miljöförvaltningen, R 2017:06

Göteborgs Stad (2017b). Månadsvärden maj 2017. <https://catalog.goteborg.se/store/6/resource/329> hämtad 2018-02-27

Haeger-Eugensson, M. et al (2014). Utveckling av metodik för bedömning av diffus partikeldamning från industrier – Delrapport Nordkalk. IVL rapport B2165.

Haeger-Eugensson, M. et al. (2015). Effekten på luftkvaliteten i Göteborg vid några transportsценарier av schaktmassor från Västlänksbygget. COWI projekt nummer A047813

Janhäll, S. (2015). Review on urban vegetation and particle air pollution – Deposition and dispersion. Atmospheric Environment 105, sid 130-137, doi: 10.1016/j.atmosenv.2015.01.052

Janhäll, S., Gustafsson, M., Andersson, K., Järtskog, I., Lindström, T. (2016). Utvärdering av städmaskiners förmåga att reducera vägdammsförrådet i gatu- och tunnelmiljöer i Trondheim. VTI rapport R883

Järtskog, I., Blomqvist, G., Gustafsson, M., Janhäll, S. (2017). Utvärdering av städmaskiners förmåga att reducera vägdammsförrådet i gatu- och tunnelmiljöer: En fältstudie i Trondheim 2016. VTI-rapport 953

Jonasson, H. Gustafsson, A. (2010) Anvisningar för kartläggning av buller enligt 2002/49/EG. SP rapport 2010:77

Kragh, J. Andersen, B. Jacobsen, J. (1982) Environment noise from industrial plants. General prediction method. Lydtekniskt laboratorium, report nr 32, Lyngby, Danmark 1982.

McDonald, A.G., Bealey, W.J., Fowler, D., Dragosits, U., Skiba, U. et al. (2007). Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM10 in two UK conurbations. Atmospheric Environment 41, 38:8455-8467

Naturvårdsverket (2004). Naturvårdsverkets författningssamling, NFS 2004:15

Naturvårdsverket, Utsläppsstatistik. <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Klimat-och-luft/Statistik-om-luft/Utslappsstatistik/> hämtad 2016-11-29

Naturvårdsverket. Miljömål.se – den svenska miljömålsportalen <http://www.miljomal.se>

Norman, M., Sundvor, I., Denby, B.R., Johansson, C., Gustafsson, M., Blomqvist, G., Janhäll, S. (2016). Modelling road dust emission abatement measures using the NORTRIP model: Vehicle speed and studded tyre reduction. Atmospheric Environment, vol 134, pp 96-108, 2016, DOI: 10.1016/j.atmosenv.2016.03.035

Nowak, D.J., Hirabayashi, S., Bodine, A., Hoehn, R. (2013). Modeled PM2.5 removal by trees in ten U.S. cities and associated health effects. *Environmental Pollution* 178: 395-402

Persson, G. 1969. Förslag på bedömningsgrunder för fallande stoft. Naturvårdsverket.

Räsänen, J.V., Holopainen, T., Joutsensaari, J., Ndam, C., Pasanen, P., Rinnan, Å., Kivimäenpää, M. (2013). Effect of species-specific leaf characteristics and reduced water availability on fine particle capture efficiency of trees. *Environmental pollution* 183:64-70

Setälä, H., Viippolaa, V., Rantalainen, A.L., Pennanen, A., Yli-Pelkonen, V. (2013). Does urban vegetation mitigate air pollution in northern conditions? *Environmental Pollution* 183: 104-112

SMHI, 2017. Meteorologisk data från SMHI Öppna data hämtad 2018-02-25 från <https://opendata-download-metobs.smhi.se/explore/?parameter=3>

Svensk Författningssamling, Luftkvalitetsförordning, SFS 2010:477

Tyréns (2016). Byggplatsemissioner – Delrapport 3-4: Buller och vibrationer. U:246521, Tyréns Stockholm

Trafikverket (2013). Byggplatsemissioner - State-of-the-art om luftföroreningar, buller och vibrationer som genereras från byggprocessen

Vos, P.E.J., Maiheu, B., Vankerkom, J. & Janssen, S. (2013). Improving local air quality in cities: To tree or not to tree? *Environmental Pollution*, 183, 113-122.

Wigholm, P., Nilsson, P.-Å. och Johansson, Ö. Best Available Technique – Buller från bergtäkter. Nordiska ministerrådet 2013, ISBN: 978-92-893-2662-9

Zhang, W-K., Wang, B. och Niu, X. (2015). Study on the Adsorption Capacities for Airborne Particulates of Landscape Plants in Different Polluted Regions in Beijing (China). *International Journal of Environmental Research and Public Health* 12(8): 9623-9638

Bilaga A Beskrivning TAPM-modellen

För 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 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 kalluftsflöden mot bakgrund av den storskaliga meteorologin. Även luftens skiktning, temperatur, luftfuktighet, nederbörd mm beräknas horisontellt och vertikalt.

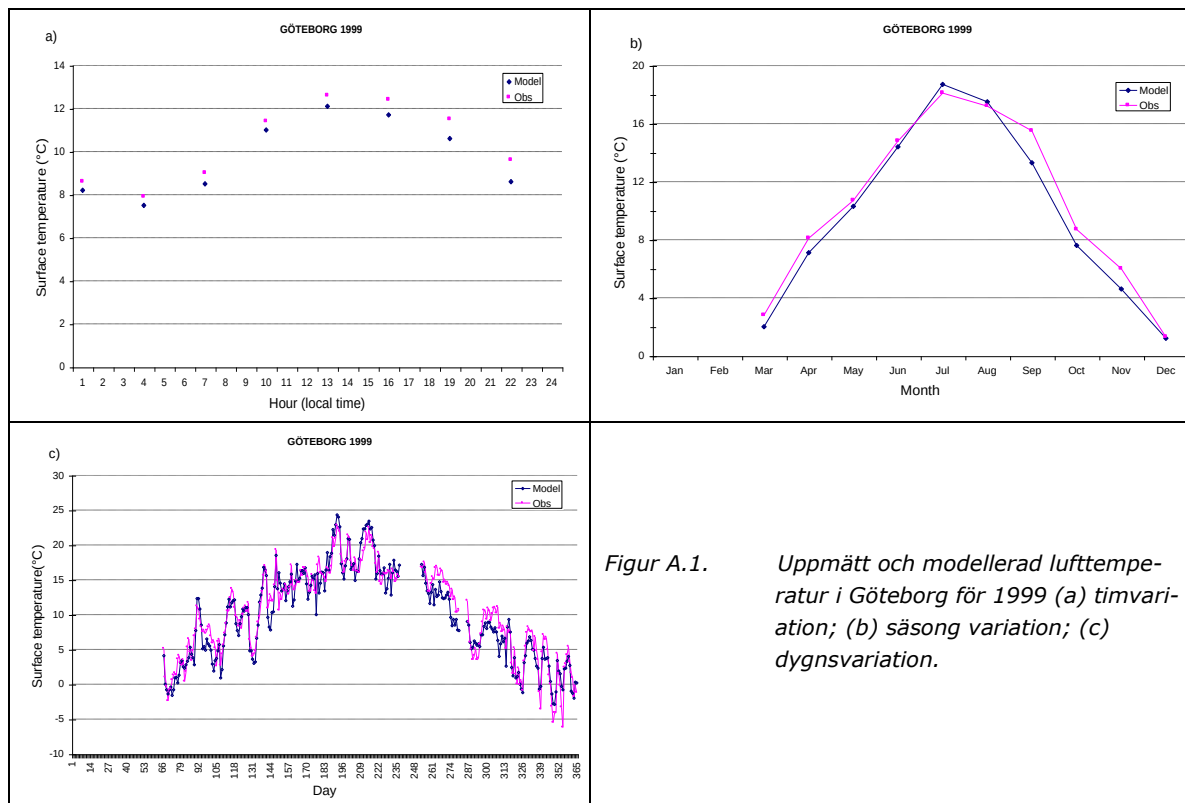
Med utgångspunkt från den beräknade meteorologin beräknas halter för olika förorenings-parametrar timme för timme där första timmen även utgör indata till nästkommande timme o.s.v. I spridningsberäkningarna inkluderas, förutom dispersion, även kemisk omvandling av SO₂ och partikelbildning, fotokemiska reaktioner där ibland NO_x, O₃ och kolväte i gasfas samt våt- och torrdeposition. Det finns även en beräkningsmodul där man själv kan definiera den kemiska nedbrytnings- samt depositions-hastigheter på ett eller flera ämnen, om parametrar som inte innefattas av den befintliga kemiska modellen, används.

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).

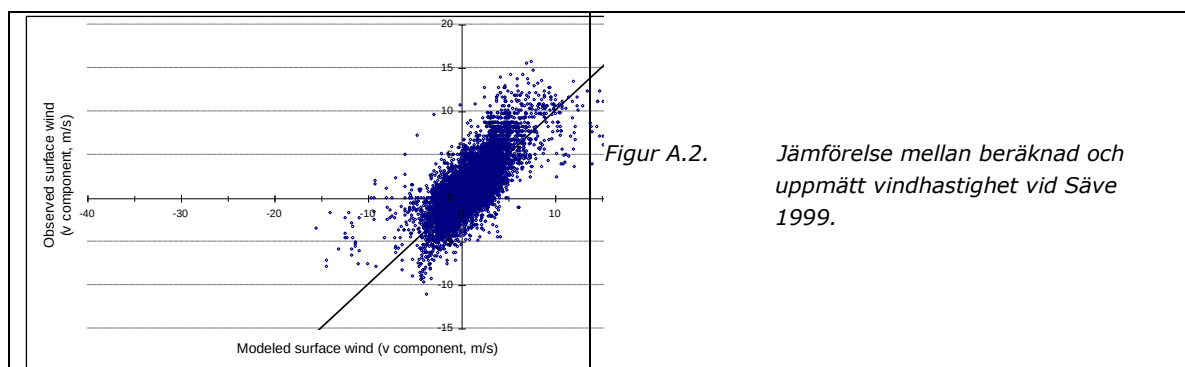
I spridningsberäkningarna kan både punkt, linje- och areakällor behandlas. Resultatet av spridning av föroreningar såväl som meteorologin presenteras dels i form av kartor, dels i form av diagram och tabeller både som årsmedelvärden och olika percentiler (dygns- respektive timmedelvärden).

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

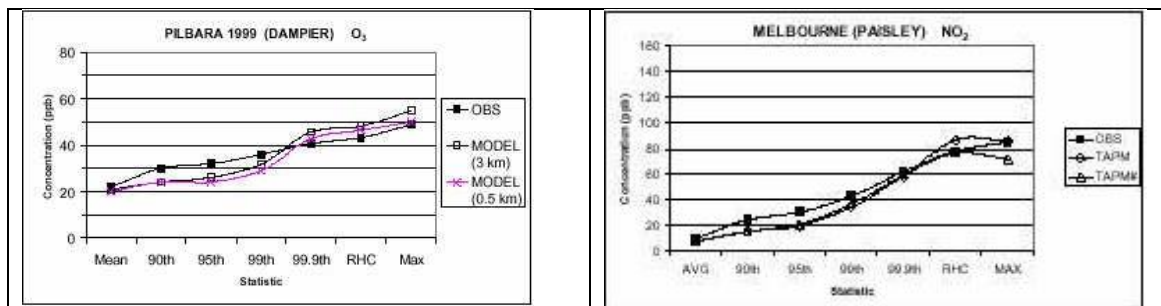
I Chen et al (2002) gjordes även en jämförelse mellan uppmätta (med TAPM) och beräknade parametrar. I figur A.1 presenteras jämförelsen av temperatur i olika tidsupplösning. I figur A.2 presenteras en jämförelse mellan uppmätt och beräknad vindhastighet vid Säve i Göteborg. Jämförelse mellan uppmätta 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) säsong variation; (c) dygnsvariation.



Figur A.2. Jämförelse mellan beräknad och uppmätt vindhastighet vid Säve 1999.



Figur A.3. Jämförelse mellan uppmätta O_3 - och NO_2 -halter i Australien, gridupplösning 3 x 3 km.

Referenser

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

Pun, B.K., Wu, S.-Y. och 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

Bilaga B Beskrivning MISKAM-modellen

MISKAM (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 del av städer eller för mindre städer. Det tredimensionella strömningsmönstret runt bl.a. byggnader beräknas genom tre-dimensionella rörelseekvationer. Modellen tar även hänsyn till horisontell transport (advektion), sedimentation och deposition samt effekten av vegetation och s.k. underflow d.v.s. effekten av vindmönster under t.ex. broar/viadukter. Föroreningskällorna kan beskrivas som punkt eller 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.

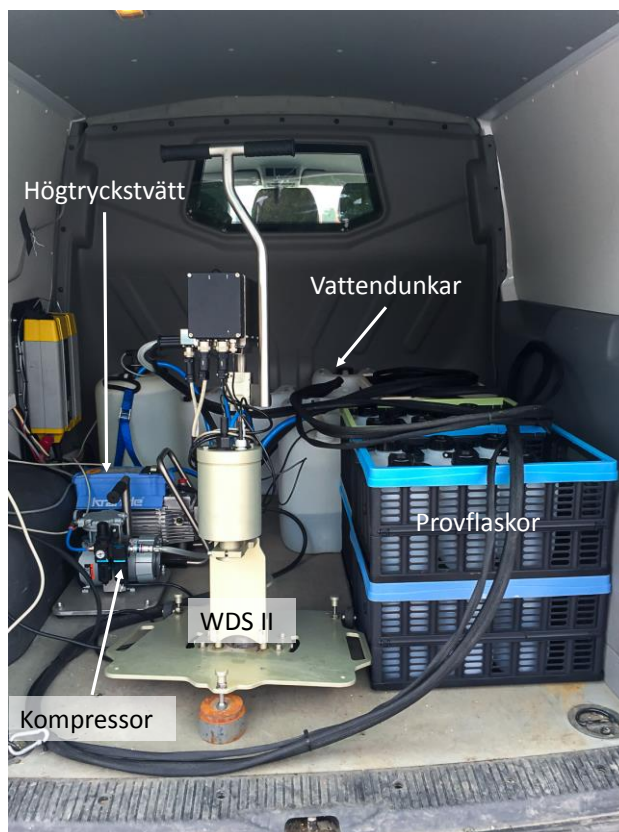
MISKAM är speciellt anpassad för planering i planeringsprocesser av nya vägdragningar eller nybyggnation i urbana områden. Modellen är utvecklad av The Institut für Physik der Atmosphäre of the University of Mainz.

MISKAM-modellen ingår i ett modellsystem s.k. 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 Wet Dust Sampler II (WDSII)

WDS II är en vägdammsprovtagare utvecklad på VTI. Metoden går ut på att en känd inställbar volym (här 340 ml) avjoniserat vatten med högt tryck spolar rent en känd cirkulär area (ca 20 cm²) i botten på en provtagningscylinder som trycks mot vägytan. Vattenmängden som tvättar rent ytan ställs in via en kontrollenhet, vilken även startar en kompressor som trycker provvattnet från provtagningscylindern över till provflaskan. En modifiering med WDS II är att provvattnet passerar en direktmättningsmodul där den elektriska ledningsförmågan (konduktivitet, $\mu\text{S}/\text{cm}$) mäts och loggas i en datafil med ett intervall på en sekund. Detta ger en första indikation på mängden salt på vägytan.

Dammförrådet inte är jämnt fördelat över vägbanan. Trafik- och däckrörelser flyttar dammet vilket normalt sett leder till högre halter mellan hjulspåren och längs kanten samt lägre halter i hjulspåren. Detta blir extra tydligt om trafiken alltid flyter i samma spår, medan exempelvis filbyten leder till uppvirvling och en jämnare fördelning över hela vägbanan. För att få en bild av fördelningen tvärs vägbanan provtas därför olika tvärsektioner (till exempel hjulspår, mellan hjulspår, längs kanten samt vid mittavskiljarlinjen). Vid upprepade mätningar vid samma tillfälle, som i föreliggande studie förskjuts mätningarna bakåt i färdriktningen, dels för att undvika att prover tas på samma plats, men också för att provytan ska vara så opåverkad som möjligt av mätfordon och avrinning från tidigare WDS II-mätning.



Figur E.1. WDS II i transportbil.