

## Partikelemissioner från byggarbetsplatser- emissionsfaktorer, spridning och halter



*Malin Gustafsson, Karin Persson, Henrik Fallgren och Kjell Peterson*

**Författare:** Malin Gustafsson, Karin Persson, Henrik Fallgren och Kjell Peterson

**Medel från:** Trafikverket

**Fotograf:** Klicka och ange text

**Rapportnummer:** C 62

**Upplaga:** Finns endast som PDF-fil för egen utskrift

© IVL Svenska Miljöinstitutet 2014

IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm

Tel: 08-598 563 00 Fax: 08-598 563 90

[www.ivl.se](http://www.ivl.se)

Rapporten har granskats och godkänts i enlighet med IVL:s ledningssystem

## Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	1
1 Introduktion.....	2
1.1 Syfte.....	2
2 Metoder.....	3
2.1 Områdesbeskrivning .....	3
2.2 Mätkampanjen .....	4
2.3 Bestämning av emissionsfaktorer .....	4
2.3.1 Påverkan av meteorologi .....	5
2.3.2 Aktiviteter på anläggningen.....	5
3 Resultat och diskussion .....	6
3.1 Emissionsfaktorer .....	6
3.2 Spridningsberäkningar och modellvalidering .....	8
3.3 Processer som påverkar diffus damning.....	10
3.3.1 Effekten av meteorologi.....	10
3.3.2 Effekten av aktiviteter vid byggarbetsplatsen.....	11
4 Slutsatser.....	11
5 Referenser .....	13
Bilaga 1 - Partikel Mätningar.....	15
Aktiv mätning av partiklar i luft .....	15
Passiv mätning av partiklar i luft - flux .....	15
Referenser .....	16
Bilaga 2 - Emissionsfaktorer på tvåveckorsbas .....	17
Emissionsfaktorer på timbas .....	18
Referenser .....	19
Bilaga 3 - ADMS-modellen.....	20
Referenser .....	20

# Sammanfattning

De partikelhalter som förekommer i utomhusluften i tätorter är i många fall skadliga för människors hälsa. Partikelemissionerna från fasta anläggningar för till exempel energiproduktion eller fordonsavgaser är idag relativt väldefinierade. Däremot är kunskapen om partikelemissioner från diffusa källor, såsom barlagda ytor, materialupplag, stenkrossar och uppvirvling från arbetsmaskiner, mycket bristfällig. Syftet med denna studie är att beräkna emissionsfaktorer för partiklar,  $PM_{10}$  (partiklar med en aerodynamisk diameter mindre än  $10 \mu m$ ) och TSP (total suspended particles) från diffus damning från två olika typer av partikelkällor associerade med vägbyggen. Det studerade fallet var bygget av nya Ulricehamnsmotet vid riksväg 40. De två typerna av partikelkällor innefattade en öppen yta med barlagd mark och lagringshögar samt ett område där bergsmaterial krossades för användning vid vägbygget. Beräkningen av emissionsfaktorerna utfördes genom att utifrån partikelmätningar, i kombination med så kallad inverterad spridningsmodellering, beräkna generaliserade samband mellan emissioner från diffusa partikelkällor och deras bidrag till halter i luft. Med hjälp av dessa emissionsfaktorer uppskattades det totala haltbidraget från byggarbetsplatsen vid Ulricehamnsmotet.

Resultaten från denna studie visade att emissionerna varierade kraftigt mellan helgdagar och vardagar, främst beroende på att inga aktiviteter förekom under helgen. Medelkoefficienterna avseende  $PM_{10}$  under helgen var 5 respektive 7 gånger lägre än för vardagarna för den öppna ytan respektive stenkrossen. Detta visar på vikten av att känna till aktiviteter och hur/när de förekommer för att uppskatta storleken på den diffusa damningen. Under mätperioden påverkades partikelemissionerna relativt lite av meteorologiska parametrar, på grund av låga vindhastigheter och relativt lite nederbörd under hela perioden.

De genomsnittliga emissionsfaktorerna avseende  $PM_{10}$  för stenkrossen respektive den öppna barlagda ytan beräknades till  $1.1 \times 10^{-5}$  respektive  $7.7 \times 10^{-6} \text{ g/m}^2/\text{s}$ , vilket är i samma storleksordning som tidigare framtagna emissionsfaktorer för liknade verksamheter. De beräknade partikelhalterna, baserat på de framtagna emissionsfaktorerna, visade på god överensstämmelse med partikelmätningarna vid Ulricehamnsmotet, vilket tyder på att metoden som använts för att beräkna de generella emissionsfaktorerna var relevant.

# 1 Introduktion

De partikelhalter som förekommer i utomhusluften i tätorter idag är i många fall skadliga, i synnerhet för känsliga personer, och kan orsaka bland annat hjärt- och kärlsjukdomar och luftvägsproblem. Partiklar i utomhusluft har visats vara en bidragande orsak till ökad sjuklighet och dödlighet och kostar det svenska samhället upp till ca 36 miljarder kronor varje år (Gustafsson et al., 2014a). Partiklar i utomhusluft uppkommer på såväl naturlig väg som antropogent, det vill säga genom mänsklig verksamhet. Åtgärdsarbetet, i syfte att minska partikelhalterna i luft, underlättas naturligtvis om källorna till partikelutsläppen är kända. Emissionerna från fasta anläggningar (till exempel energiproduktion) och fordonsavgaser är relativt väldefinierade. Däremot är kunskapen om emissioner från diffusa källor, såsom barlagda ytor, materialupplag, stenkrossar och uppvirvling från arbetsmaskiner, mycket bristfällig. Denna typ av diffusa partikelkällor förekommer vid många olika typer av verksamheter, såsom sten-, grus- och bibränsleupplag, sandmagasin, täkter, bergkrossar, sågverksamheter och bargjorda ytor i samband med byggen.

Partikelemissioner från diffusa källor har varit ett känt problem under många år. De tidigaste studierna fokuserade främst på partikelemissioner från öppna icke vegeterade ytor orsakat av vinderosion (Bagnold, 1940, Chepil, 1956, Bisal and Nielsen, 1962, White and Tsoar, 1998). Under de senaste årtiondena har partikeldamning associerat med verksamheter såsom gruvor och jordbruk uppmärksammats allt mer (Nicol and Smitham, 1990, Saxton et al., 2000, Chaulya et al., 2002). Till exempel har USA:s naturvårdsverk tagit fram emissionsfaktorer för flertalet verksamheter (US-EPA, 1995). Tyvärr har flera studier visat att dessa emissionsfaktorer inte kan användas för liknande verksamheter på andra platser (Gillies et al., 2005, Chang, 2006, Jia et al., 2013). Det finns dock en konsensus mellan studierna att partikeldamning från diffusa källor främst påverkas av meteorologi, partikelfraktionering, vindhastighet, markytans beskaffenhet samt aktiviteter såsom transporter. I Sverige har damning från diffusa källor först under senare år blivit ett uppmärksammat ämnesområde. Orsaken är sannolikt att såväl större infrastrukturprojekt lokaliserade i urbana områden, som olika typer av industriverksamheter bidrar till överskridanden av miljökvalitetsnormerna (MKN) för partiklar i luft. Behovet av att utveckla metodik för uppskattning av emissionsfaktorer, och därmed kunna beräkna emissioner och spridning av partiklar från diffusa källor, har därför ökat.

## 1.1 Syfte

Syftet med denna studie var att beräkna emissionsfaktorer (EF) för partiklar,  $PM_{10}$  (partiklar med en aerodynamisk diameter mindre än  $10 \mu m$ ) och TSP (total suspended particles) från diffus damning från två olika typer av partikelkällor associerade med vägbyggen. Det studerade fallet var bygget av nya riksväg 40 utanför Ulricehamn, mer specifikt bygget av Ulricehamnsmotet. De två typerna av partikelkällor innefattade en öppen yta med barlagd mark och lagringshögar samt ett område där bergmaterial krossades för användning vid vägbygget. Beräkningen av emissionsfaktorerna utfördes genom att utifrån partikelmätningar, i kombination med så kallad inverterad spridningsmodellering, beräkna generaliserade samband mellan emissioner från

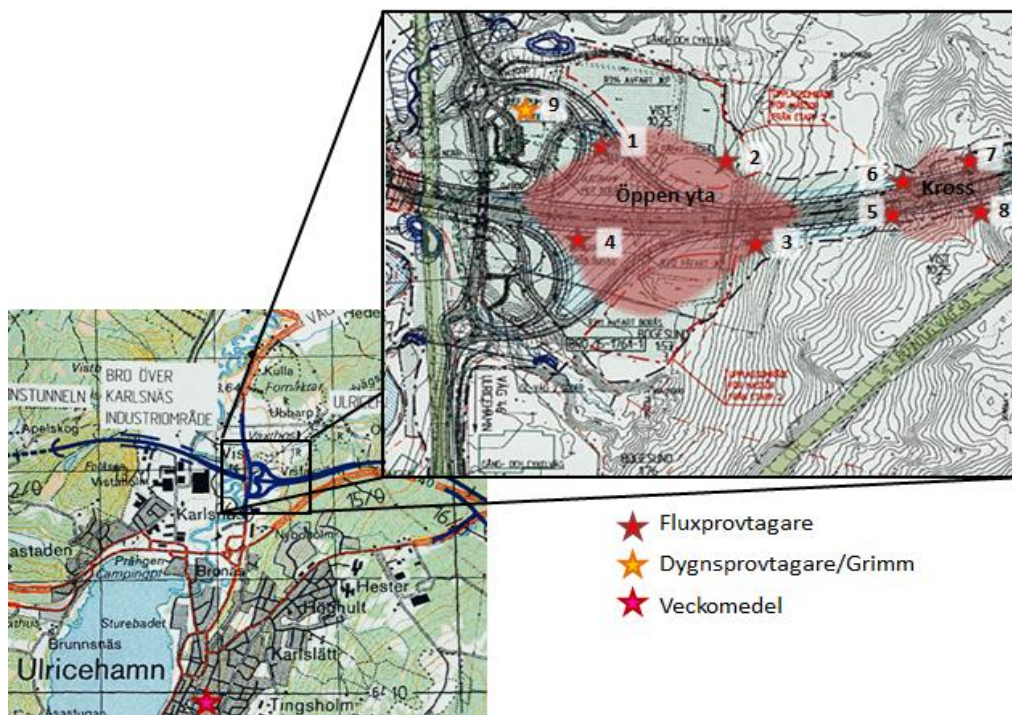
diffusa partikelkällor och deras bidrag till halter i luft. Med hjälp av dessa EF har det totala haltbidraget från byggarbetsplatsen vid Ulricehamnsmotet beräknades.

## 2 Metoder

Metoden för att uppskatta den diffusa partikelemissionen har utvecklats baserat på passiv partikelfluxmätningar, aktiva dygnsmätningar och tidsmässigt högupplösta mätningar, i kombination med så kallad inverterad spridningsmodellering. Utifrån erhållna mätresultat från de passiva partikelfluxmätarna ansattes en grundemissionsfaktor för vardera området. Med hjälp av inverterad modellering och information om rådande meteorologi, markbeskaffenhet och aktiviteter som förekom på området bestämdes timvisa EF ( $EF_{tim}$ ).

### 2.1 Områdesbeskrivning

Det nya Ulricehamnsmotet ligger ca 2 km norr om centrala Ulricehamn (Figur 1). Två huvudsakliga damningskällor identifierades på byggarbetsplatsen, en öppen yta bestående av barlagd mark och materialupplag samt en yta där krossning av bergsmaterial utfördes. De passiva partikelmätningarna utfördes vid dessa två områdena. Mellan dessa områden gick grusade vägar för arbetsfordon. Nordväst om den öppna ytan låg "Pumphuset", där dygnsprovtagningen samt tidsmässigt högupplösta partikelmätningar med ett Grimm-instrument genomfördes.



Figur 1 Geografisk lokalisering av nya Ulricehamnsmotet samt till höger en skiss över damningsområdena och placeringen av dygns- och fluxprovtagarna.

## 2.2 Mätkampanjen

Mätningar genomfördes under två mätperioder; period 1: 28 augusti till 5 september 2013 och period 2: 18 september till 2 oktober 2013. Under period 1 utfördes fluxmätningar, med nio dagars upplösning, vid den öppna ytan samt mätningar med ett Grimm-instrument, med 10 min upplösning, vid Pumphuset. Resultaten från Grimm-mätningarna gav även koncentrationen av partiklar i 16 olika fraktionerna, från 0.26  $\mu\text{m}$  till  $>22 \mu\text{m}$ . Under den andra perioden utfördes fluxmätningar med tvåveckors upplösning vid Krossen samt dygnsmätningar avseende  $\text{PM}_{10}$  och TSP vid Pumphuset.

Utöver dessa mätningar genomfördes, under den andra perioden, provtagning avseende  $\text{PM}_{10}$  och TSP som veckomedelhalt vid Kommunhuset i centrala Ulricehamn, ca 2 km söder om byggarbetsplatsen. Denna mätning gav en indikation om den urbana bakgrundshalten.

I Tabell 1 ges en kort sammanställning av mätprogrammet som användes vid Ulricehamnsmotet för denna studie. I Bilaga 1 redovisas hur provtagningen genomfördes.

**Tabell 1 Sammanställning av mätprogrammet vid bygget av Ulricehamnsmotet. Mätpunkterna kan ses i Figur 1.**

	Provtagningsdatum		Typ av mätning	Mätpunkt	Höjd
	Start	Stopp			
Öppen yta	2013-08-28	2013-09-05	Fluxmätningar 9-dagarsmedel	1-4	1.8 m
Kross	2013-09-18	2013-10-02	Fluxmätningar 2-veckorsmedel	5-8	1.8 m
Pumphuset	2013-08-28	2013-09-05	Grimm- mätningar 10-min upplösning	9	3 m
Pumphuset	2013-09-18	2013-10-02	Dygnsmätningar	9	3 m
Kommunhuset	2013-09-18	2013-10-02	Veckomedel	10	

## 2.3 Bestämning av emissionsfaktorer

Uppvirvling av damm från diffusa källor kan ske i större eller mindre utsträckning beroende på olika förutsättningar. I tidigare studier har det visats att meteorologin så väl som aktiviteten på ytan (såsom arbetsmaskiner och krossning) påverkar damningen betydligt (Harion et al., 2008, Kok et al., 2012).

I denna studie uppskattades emissionsfaktorer (EF) för damning från de två identifierade damningskällorna i två steg:

1. grundemissionsfaktor ( $\text{EF}_0$ )
2. emissionsfaktor på timbas ( $\text{EF}_{\text{tim}}$ )

Fördelen med att använda en så kallad fluxprovtagare är att inloppet till provtagaren kan riktas mot källan samt att det är en enkel metod, varför provtagning kunde ske i flera punkter. Eftersom denna metod är passiv krävs ofta en längre provperiod (ca 1-2 veckor) för att en tillräcklig provmängd för analys ska hinna ansamlas i flaskan. Då

damningen till mycket stor del påverkas av olika faktorer med större tidsmässig variation kompletterades EF-beräkningarna från fluxprovtagarna ( $EF_0$ ) genom så kallad inverterad modellering, där parametrar som styr timhalter och därmed timvisa EF inkluderades (se Bilaga 2). Inverterad modellering innebär att spridningsberäkningar görs med en antagen emission baserat på  $EF_0$  som justeras för varje timme beroende på meteorologi, markens beskaffenhet och aktiviteter på området. Den inverterade spridningsmodelleringen utfördes med ADMS-modellen (Atmospheric Dispersion Modelling System, för mer information om denna se Bilaga 3). Spridningsberäkningen utfördes för ett begränsat område, ca 1x1 km med en 10 m upplösning. Resultatet från den inverterade modelleringen jämfördes med de uppmätta dygnsmedelhalterna vid Pumphuset. Om inte halterna stämmer överens kan emissionsfaktorerna justeras och modellberäkningen göras om tills resultatet motsvarar de uppmätta halterna. Detta sista steg var dock inte nödvändigt i denna studie. I följande stycken ges kortfattade beskrivningar av hur meteorologiska parametrar och aktiviteter påverkar emissionen.

### 2.3.1 Påverkan av meteorologi

De meteorologiska parametrar som framförallt påverkar emissionen av partiklar är nederbörd och vind. Vid de tillfällen som nederbörd förekom antogs partikelemissionen minska med 50%. Timmarna efter nederbörd påverkar också partikelemissionen eftersom markytan fortfarande är blöt. Påverkan av nederbörd förväntades fortgå i 3 timmar efter att nederbörden upphört, detta baserat på observationer vid tidigare studier (Gustafsson et al., 2014b, Haeger-Eugensson et al., 2014).

Ett flertal tidigare studier har visat att vindhastighet och friktionshastighet vid markytan kan bidra till partikelhalten i luft genom resuspension (Nicholson, 1993, Loosmore, 2003, Chkhetiani et al., 2012, Loosmore and Hunt, 2000). Dock krävs relativt höga vindhastigheter (>6 m/s) för att vindbidraget ska bli påtagligt (Loosmore and Hunt, 2000). En ekvation för resuspension baserat på Loosmore (2003) användes i denna studie. Se Bilaga 2 för mer information.

### 2.3.2 Aktiviteter på anläggningen

Förutom diffus damning från lagringshögar och markytor utan vegetation så förekom inom området ett antal olika aktiviteter som orsakar damning, såsom lastning, lossning och krossning samt att arbetsmaskiner trafikerar ytan. Vid mätplatserna skedde olika aktiviteter vars tidsupplösning varierade över veckodagar och tid på dygnet. Generellt så förekom aktiviteter på vardagar mellan 06:30 och 17:00, med ca 1 timmes lunch mellan 12:00 och 13:00. Vid "krossen" krossades bergsmaterial för användning vid vägbygget. Det fanns flera potentiella källor till damning inom detta område, till exempel krossen själv, transportband med avslutande stup, lastning och lossning av material och transporter på barlagda ytor. Metoden som användes här tar dock fram generella emissionsfaktorer, vilka inkluderar alla aktiviteter associerade med krossen.



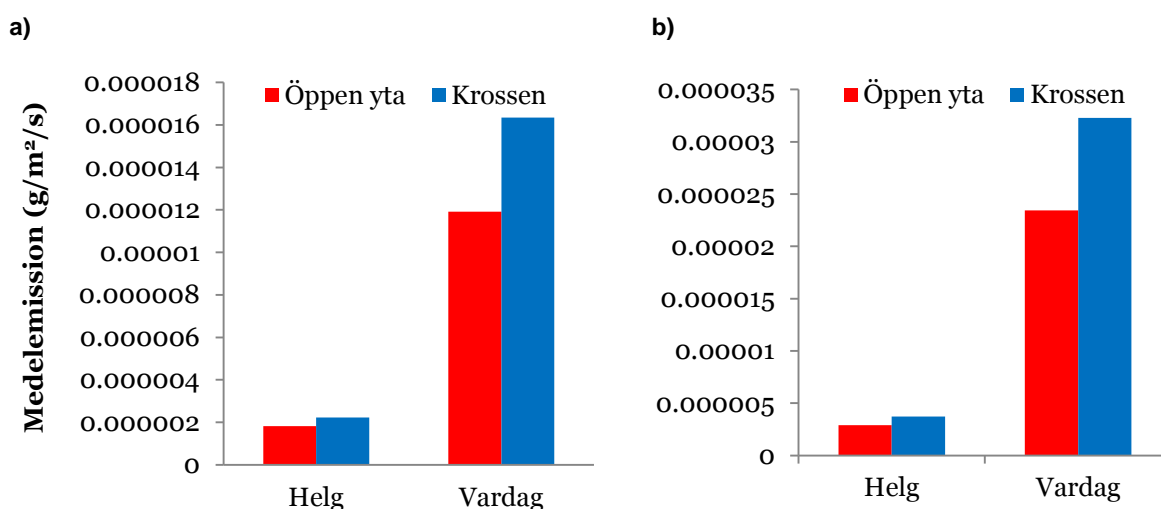
### 3 Resultat och diskussion

I detta kapitel presenteras emissionsfaktorerna som beräknats för den öppna barlagda ytan och för verksamheten vid stenkrossen. Därefter diskuteras hur parametrar såsom vind och aktiviteter påverkar emissionsfaktorerna.

#### 3.1 Emissionsfaktorer

De genomsnittliga emissionsfaktorerna avseende PM<sub>10</sub> för stenkrossen respektive den öppna barlagda ytan beräknades till  $1.1 \times 10^{-5}$  respektive  $7.7 \times 10^{-6}$  g/m<sup>2</sup>/s. Den generella emissionsfaktorn för den öppna ytan var i samma storleksordning som de som beräknats i tidigare studier för liknade barlagda ytor och upplag vid industriverksamheter (Gustafsson et al., 2014b, Haeger-Eugensson et al., 2014). Emissionsfaktorn för stenkrossen var något högre, men fortfarande i samma storleksordning.

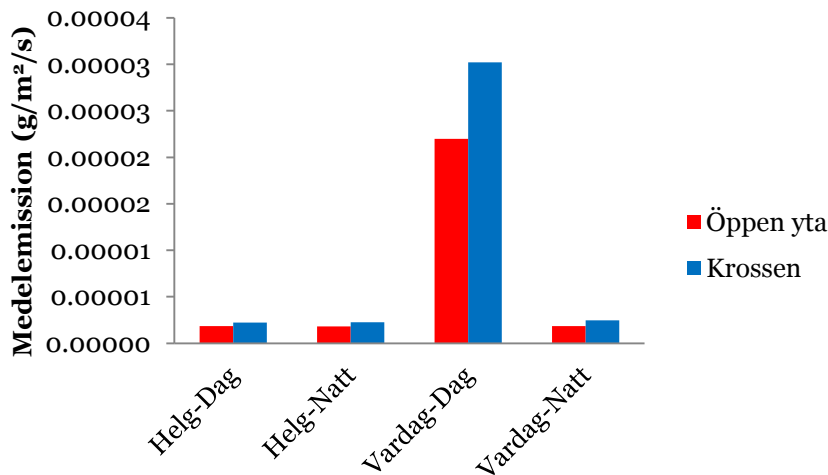
Resultaten från denna studie visade att emissionerna varierade kraftigt mellan helgdagar och vardagar främst beroende på att inga aktiviteter förekom under helgen. För ytterligare beskrivning om hur aktiviteter har inkluderats i beräkningen av emissionsfaktorerna, se vidare i avsnitt 3.3.1. Figur 2 visar de beräknade medelemissionen för PM<sub>10</sub> och TSP under vardagar och helger.



Figur 2 Beräknade medelemissioner för a) PM<sub>10</sub> och b) TSP under vardagar och helger under mätperioden. Notera att värdena på y – axeln är olika för PM<sub>10</sub> och TSP.

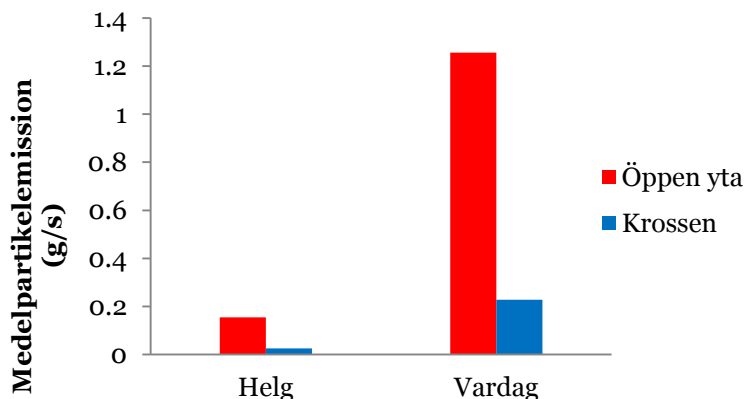
Medelemissionen för PM<sub>10</sub> under helgen var 6 respektive 7 gånger lägre än för vardagarna för den öppna ytan respektive krossen. Detta visar på vikten av att känna till aktiviteter och hur/när de förekommer för att uppskatta den diffusa damningen.

Mätningarna med Grimm-instrumentet med 10-minuters tidsupplösning visade därtill att en variation liknande den mellan helg- och vardagar förekom mellan dag och natt på vardagar, se Figur 3. Grimm-mätningarna utfördes bara under nio dagar, se avsnitt 2.2, men trots det var trenden mycket stark. Eftersom inga aktiviteter förekom på området under helgerna och nätterna motsvarar de beräknade EF för helgdagar EF för "passiv" damning orsakad av meteorologiska parametrar såsom vindhastighet.



Figur 3 Beräknade medelemissioner för PM<sub>10</sub> för dag respektive natt under vardagar och helger under mätperiod 1.

Emissionsfaktorerna är inte det enda som styr den totala emissionen av partiklar utan även intensiteten av aktiviteter och storleken på damningskällan har stor betydelse. Vid Ulricehamnsmotet var emissionsfaktorerna för krossen högre än för den öppna ytan, men den totala emissionen var betydligt högre vid den öppna ytan på grund av områdets storlek (Figur 4).



Figur 4 Medelpartikelemission av TSP per sekund vid den öppna ytan och vid krossen under vardagar och helger.

### 3.2 Spridningsberäkningar och modellvalidering

Resultatet från spridningsberäkningarna som utfördes som ett steg i processen att bestämma EF avseende  $PM_{10}$  visas som dygnsmedelvärde i Figur 5. Den beräknade dygnsmedelhalten, vilken inkluderar haltbidraget från byggarbetsplatsen samt en bakgrundshalt baserad på mätningen vid kommunhuset, visar på höga dygnsmedelhalter inne på byggarbetsplatsen. På stora delar av arbetsområdet överskreds haltnivån för miljö kvalitetsnormen avseende dygnsmedelvärde av  $PM_{10}$  ( $>50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Halten avtar dock relativt snabbt med avståndet från byggarbetsplatsen. Eftersom vindhastigheten var låg under perioden då mätningarna ägde rum kan detta ha bidragit till reducerad spridning av partiklarna.



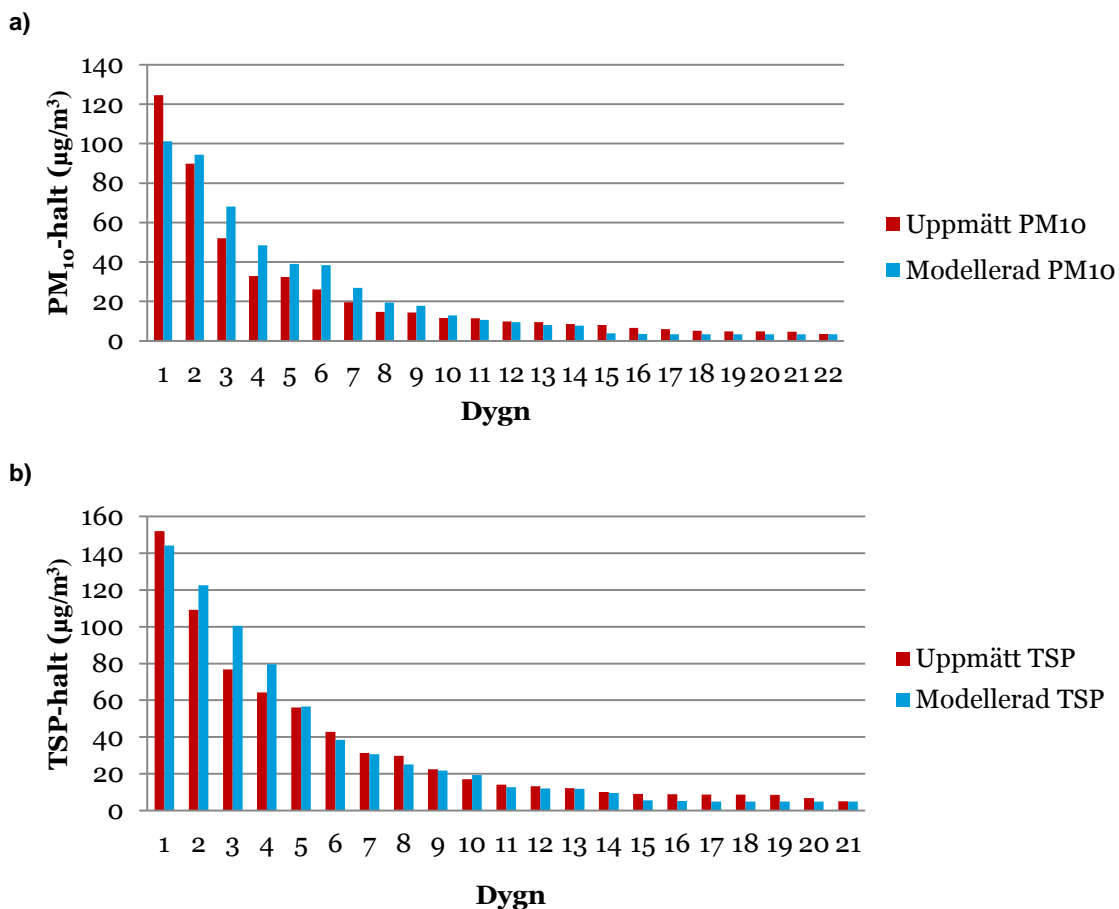
Figur 5 Beräknad dygnsmedelhalt av  $PM_{10}$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) för mätperioden. Gröngul stjärna visar Pumphuset, och övriga stjärnor visar placeringen av partikelfluxmätarna.

De modellerade halterna vid Pumphuset (gröngul stjärna i Figur 5) plockades ut för 3 meters höjd över marken, vilket motsvarade placeringen av Grimm och de aktiva dygsmätningarna. Dessa modellerade halter vid Pumphuset jämförs med de uppmätta halterna i Tabell 2 och Figur 6. Överrensstämelsen mellan de uppmätta och de modellerade halterna var mycket god. Den uppmätta dygnsmedelhalten för samtliga mät dagar av  $PM_{10}$  och TSP var 22.8 respektive 33.7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . De modellerade dygnsmedelhalterna av  $PM_{10}$  för samma dygn överskattade halten något med 1.3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Tabell 2). För TSP underskattade modellen dygnsmedelhalten 0.7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Tabell 2 Dygnsmedelhalt av  $PM_{10}$  och TSP för dagar med både modellerade- och uppmätta halter.

	$PM_{10}$	TSP
Uppmätta halter	22.8	33.7
Modellerade halter	24.1	33.0

I Figur 6 visas de uppmätta och de modellerade halterna vid pumphuset sorterade i storleksordning för att kunna bedöma om modellen över- eller underskattar i något haltintervall. PM<sub>10</sub>-halterna överskattades i intervallet 20-90 µg/m<sup>3</sup> och underskattades för halter under 8 µg/m<sup>3</sup> (Figur 6a). TSP-halterna överskattades i intervallet 60–110 µg/m<sup>3</sup> och underskattades för halter under 6 µg/m<sup>3</sup> (Figur 6b). Generellt var dock överensstämmelsen god mellan de modellerade och de uppmätta halterna. Antalet dagar som överskred nivån för miljö kvalitetsnormerna avseende dygnsmedelhalt av PM<sub>10</sub> (50 µg/m<sup>3</sup>) var tre för både de uppmätta och de modellerade halterna. Denna typ av variation är viktigt att modellen kan fånga eftersom detta ofta är det underlag beslutsfattare använder sig av.



**Figur 6** Jämförelse mellan uppmätt och modellerad PM<sub>10</sub>-halt (µg/m<sup>3</sup>) på dygnsbas vid Pumphuset. De modellerade halterna inkluderar haltbidraget från byggarbetsplatsen samt en bakgrundshalt baserad på mätningarna vid Ulricehamns kommunhus. De uppmätta och de modellerade halterna har sorterats efter storlek för att kunna se inom vilka haltintervall modellen överskattar alternativt underskattar halten.

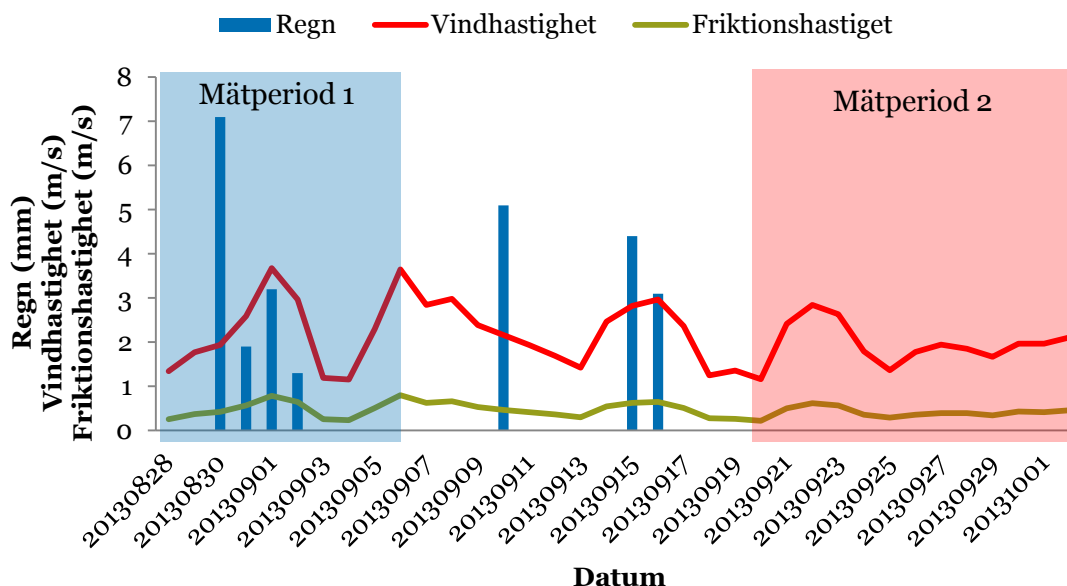
### 3.3 Processer som påverkar diffus damning

Beräkningarna av EF visade att flera faktorer påverkar emissionen och spridningen av damm från diffusa källor. Vid byggarbetsplatsen för Ulricehamnsmotet var det framför allt aktiviteter på området samt till en mindre del meteorologiska förhållandena som påverkade damningen.

#### 3.3.1 Effekten av meteorologi

Under mätkampanjen visade det sig att vindhastigheten var konstant relativt låg (<4 m/s) (Figur 7). Flertalet studier har visat att resuspension av partiklar är mycket begränsat vid vindhastigheter under 6 m/s (Nicholson, 1993). Likaså var friktionshastigheten vid markytan, vilken är en parameter som är viktig för resuspension av partiklar, låg under hela mätkampanjen. Detta innebär att bidraget till partikelemissioner från vind troligen var litet.

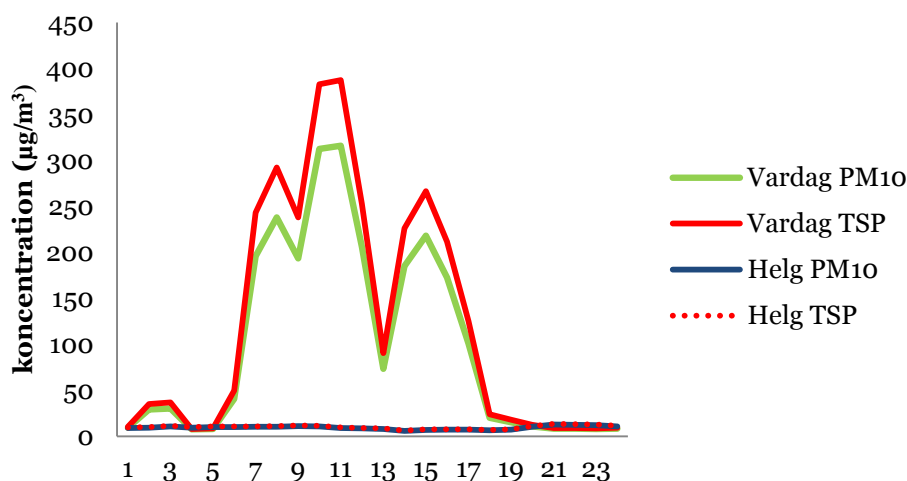
Regn anses generellt reducera partikelemissioner från diffusa källor (Ishizuka et al., 2008, Zender et al., 2003). Figur 7 visar nederbördsmängden mellan den 2013-08-28 och 2013-10-02, det blåa och det röda fältet representerar mätperiod 1 respektive 2. Under mätperiod 1 förekom fyra dagar med nederbörd, dock under maximalt 4 timmar per dygn. Under mätperiod 2 var samtliga dagar torra. Dygn med nederbörd hade en medelhalt av PM<sub>10</sub> som var i genomsnitt 10% lägre än för dagar utan nederbörd. Hälften av dygnen med nederbörd inträffade under helgdagar, vilket i sig orsakar en lägre medelhalt på grund av att det inte pågår någon aktivitet under helgdagarna. Detta innebär att under mätperioden hade nederbörd en relativt liten effekt på emissionsberäkningarna.



Figur 7 Nederbördsmängd, vindhastighet och friktionshastighet vid Ulricehamnsmotet under beräkningsperioden 2013-08-28 till 2013-10-02.

### 3.3.2 Effekten av aktiviteter vid byggarbetsplatsen

Tidigare studier har visat att det är svårt att separera vilken effekt olika aktiviteter har på partikelemissionen, därför har en generell definition använts här. Med hjälp av 10-minuters mätningarna beräknades medelhalten för varje timma under vardag och helg vid Pumphuset. Medelhalten av partiklar för olika tider på dygnet visade tydligt på en påverkan av aktiviteter på arbetsplatsen, det går till och med att se indikationer på avbrott i aktiviteterna för frukost- samt lunchrast (Figur 8). Medelhalten av PM<sub>10</sub> och TSP var som högst under förmiddagen, kl. 10:00 – 11:00, halterna var då mer än en faktor 20 högre än under natten. Därtill var fraktionen av TSP högre för timmar då halterna var höga. Genom att dela timhalterna i Figur 8 med den totala periodmedelhalten för PM<sub>10</sub> respektive TSP fick vi fram en faktor för varje timme på dygnet för vardagar respektive helgdagar. Denna timvisa faktor multipliceras med EF<sub>0</sub>, vilket resulterade i att EF<sub>tim</sub> höjdes under tider då intensiteten av aktivitet var hög, medan den sänktes då ingen aktivitet förekom. Denna metod att uppskatta arbetsintensiteten visade sig vara ett mycket effektivt tillvägagångssätt eftersom det resulterade i en god överensstämmelse mellan de modellerade och de uppmätta halterna.



Figur 8 Medelhalt av PM<sub>10</sub> och TSP vid Pumphuset för olika tider på dygnet för vardagar och helger.

## 4 Slutsatser

De beräknade partikelhalterna, baserade på emissionsfaktorerna framtagna i denna studie, visade på god överensstämmelse med partikelmätningarna vid Ulricehamnsmotet. Till och med antalet dagar som överskred nivån för miljö kvalitetsnormerna avseende dygnsmedelhalt av PM<sub>10</sub> (50 µg/m<sup>3</sup>) stämde överens mellan de uppmätta och de modellerade halterna. Att modellen kan fånga denna typ av

variation är viktigt eftersom detta ofta ingår i det underlag beslutsfattare använder sig av.

Metoden för att beräkna generella emissionsfaktorer och skattningen av intensiteten av aktiviteter visade sig vara mycket effektiv. Att grundemissionsfaktorerna ( $EF_0$ ) inte behövde justeras under den inverterade modelleringen visar på att fluxmätningarna tillsammans med den beräknade dygnsvariationen från Grimm-mätningarna gav en god bild av damningsituationen vid byggarbetsplatsen. Att direkt applicera emissionsfaktorerna, framtagna i denna studie, vid en annan verksamhet kräver dock att aktiviteterna vid just den anläggningen samt meteorologiska parametrar tas i beaktning. Därtill skulle man vilja beräkna mer precist vilken aktivitet som påverkar damningen mest, men då bör mer processspecifika emissionsfaktorer tas fram. Till exempel, hur stort är partikelbidraget från en dumper som kör över en öppen yta gentemot en grävskopa som flyttar material? Det finns, med andra ord, fortfarande mycket arbete kvar inom detta område, men denna studie ger en bra grund som vidare studier kan dra nytta av.

## 5 Referenser

- BAGNOLD, R. A. 1940. *The physics of blown sand and desert dunes*, Courier Dover Publications.
- BISAL, F. & NIELSEN, K. 1962. Movement of soil particles in saltation. *Canadian Journal of Soil Science*, 42, 81-86.
- CHANG, C.-T. 2006. Characteristics and Emission Factors of Fugitive Dust at Gravel Processing Sites. *Aerosol Air Qual. Res*, 6, 15-29.
- CHAULYA, S., CHAKRABORTY, M., AHMAD, M., SINGH, R., BONDYOPADHAY, C., MONDAL, G. & PAL, D. 2002. Development of empirical formulae to determine emission rate from various opencast coal mining operations. *Water, Air, and Soil Pollution*, 140, 21-55.
- CHEPIL, W. 1956. Influence of moisture on erodibility of soil by wind. *Soil Science Society of America Journal*, 20, 288-292.
- CHKHETIANI, O., GLEDZER, E., ARTAMONOVA, M. & IORDANSKII, M. 2012. Dust resuspension under weak wind conditions: direct observations and model. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 12, 5147-5162.
- GILLIES, J., ETYEMEZIAN, V., KUHNS, H., NIKOLIC, D. & GILLETTE, D. 2005. Effect of vehicle characteristics on unpaved road dust emissions. *Atmospheric Environment*, 39, 2341-2347.
- GUSTAFSSON, M., FORSBERG, B., ORRU, H., ÅSTRÖM, S., TEKIE, H. & SJÖBERG, K. 2014a. Quantification of population exposure to NO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> and an estimate of health impact in Sweden 2010. *IVL Report B 2197*, .
- GUSTAFSSON, M., TANG, L., FERM, M., PETERSON, K. & PERSSON, K. 2014b. Utveckling av metodik för bedömning av diffus partikeldamning från industrier: Delrapport Rönnskärsverken. *IVL-report B 2205*.
- HAEGER-EUGENSSON, M., TANG, L., FERM, M. & PETERSON, K. 2014. Utveckling av metodik för bedömning av diffus partikeldamning från industrier Delrapport Nordkalk. *IVL-report B 2165*
- HARION, J.-L., BADR, T., LE LOUËR, P., RANTY, C., PONS, A. & ZIEBEL, A. 2008. Quantification of Dust emissions from open air sources in integrated steel plants.
- ISHIZUKA, M., MIKAMI, M., LEYS, J., YAMADA, Y., HEIDENREICH, S., SHAO, Y. & MCTAINSH, G. H. 2008. Effects of soil moisture and dried raindroplet crust on saltation and dust emission. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres (1984–2012)*, 113.
- JIA, Q., HUANG, Y., AL-ANSARI, N. & KNUTSSON, S. 2013. Dust emission from unpaved roads in Luleå, Sweden. *Journal of Earth Sciences and Geotechnical Engineering*, 3, 1-13.
- KOK, J. F., PARTELI, E. J., MICHAELS, T. I. & KARAM, D. B. 2012. The physics of wind-blown sand and dust. *Reports on Progress in Physics*, 75, 106901.
- LOOSMORE, G. A. 2003. Evaluation and development of models for resuspension of aerosols at short times after deposition. *Atmospheric environment*, 37, 639-647.
- LOOSMORE, G. A. & HUNT, J. R. 2000. Dust resuspension without saltation. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres (1984–2012)*, 105, 20663-20671.



- NICHOLSON, K. 1993. Wind tunnel experiments on the resuspension of particulate material. *Atmospheric Environment. Part A. General Topics*, 27, 181-188.
- NICOL, S. & SMITHAM, J. Coal stockpile dust control. 1990 International Coal Engineering Conference: Preprints of Papers, 1990. Institution of Engineers, Australia, 154-158.
- SAXTON, K., CHANDLER, D., STETLER, L., LAMB, B., CLAIBORN, C. & LEE, B.-H. 2000. Wind erosion and fugitive dust fluxes on agricultural lands in the Pacific Northwest. *Transactions of the ASAE*, 43, 623-630.
- US-EPA 1995. User's Guide for the Industrial Source Complex (ISC3) Dispersion Models Vol.II: Description of Model Algorithms. *US Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards: Emissions, Monitoring, and Analysis Division, RTP, NC*.
- WHITE, B. R. & TSOAR, H. 1998. Slope effect on saltation over a climbing sand dune. *Geomorphology*, 22, 159-180.
- ZENDER, C. S., BIAN, H. & NEWMAN, D. 2003. Mineral Dust Entrainment and Deposition (DEAD) model: Description and 1990s dust climatology. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres (1984–2012)*, 108.

## Bilaga 1 - Partikel Mätningar

### Aktiv mätning av partiklar i luft

Halterna av PM<sub>10</sub>, d.v.s. massan per kubikmeter luft av partiklar med en aerodynamisk diameter mindre än 10 µm, mättes på dygnsbasis med IVL:s veckoautomat (se de 8 provtagningshuvudena i nedre högra hörnet av Figur 1.1).



Figur 1.1 Foto som visar de 8 provtagningshuvudena för den aktiva mätningen samt fluxprovtagaren (inringad).

Provtagningshuvudet innehåller en infettad impaktorplatta som avskiljer alla partiklar med en alltför stor aerodynamisk diameter (Ferm et al., 2001). TSP (Total Suspended Particulates) mättes genom att impaktorplattan i PM<sub>10</sub>-huvudet avlägsnades. Filtren vägdes före och efter provtagningen vid IVL:s laboratorium, enligt standardmetod.

### Passiv mätning av partiklar i luft - flux

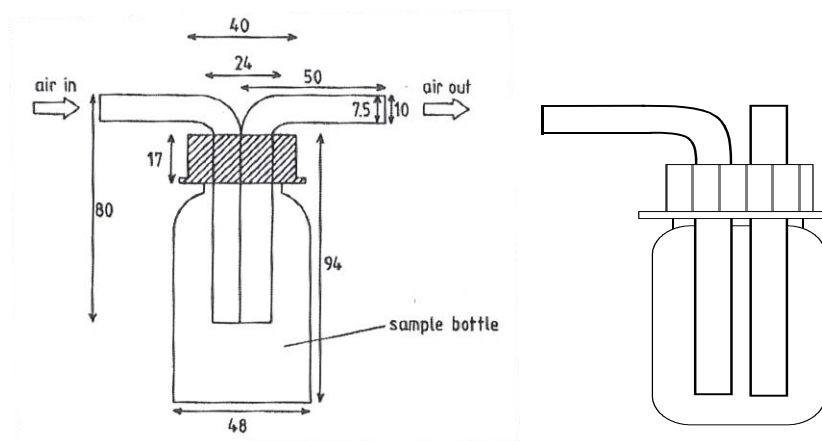
Med horisontellt flux, till skillnad från koncentration i luft och deposition, menas den mängd som transporteras genom en tänkt vertikal yta. Fluxet erhålls genom att multiplicera koncentration med vindhastigheten och uttrycks här i samma enhet som deposition, g/m<sup>2</sup>/vecka. För att erhålla fluxet multipliceras koncentrationen i luft med vindhastighetsvektorn genom den tilltänkta vertikala ytan.

Inloppsröret till fluxprovtagarna var fast monterade i riktning in mot respektive källa. Provtagaren till vänster i Figur 1.2 har tidigare använts i ett flertal projekt där man studerat damning och kallas för "Modified Wilson and Cook" (MWAC). Partiklarna deponeras i flaskan huvudsakligen genom impaktion. Provtagaren har testats vid olika vindhastigheter och har visat sig ha en hög effektivitet vid både låga och höga vindstyrkor (Goossens and Offer, 2000). Effektiviteten sjunker dock vid vindhastigheter lägre än 1 m/s. Eftersom vinderosionen ökar med vindstyrkan är det viktigt att den fungerar bra vid höga vindhastigheter. Då man i denna studie ville ha fluxet enbart från en riktning (mot källan) ersattes det ena böjda röret med ett rakt rör som riktades uppåt, se höger skiss i Figur 1.2. Ett regnskydd, som även minskar

effekten av vind i vertikalled och deposition av sedimenterande partiklar, monterades ovanför provtagaren, se fotot i Figur 1.1.

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 samt exponeringstiden.

Ur fluxet uppskattades sedan källstyrkan på tvåveckorsbasis, vilket användes som första indata till modellberäkningarna, beräknat som tvåveckorsmedelemission. Stora partiklar som inte lyckats ta sig ned i flaskan kom också med i resultatet eftersom inloppsrören sprayades med vatten.



Figur 1.2 Fluxprovtagaren Modified Wilson and Cook (MWAC) (vänster). Till höger visas den i detta projekt använda fluxprovtagaren, vilken mäter fluxet från en riktning.

## Referenser

- FERM, M., GUDMUNDSSON, A. & PERSSON, K. Measurements of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> within the Swedish urban network. Proc. from NOSA Aerosol Symposium Lund, Sweden, 2001. 8-9.
- GOOSSENS, D. & OFFER, Z. Y. 2000. Wind tunnel and field calibration of six aeolian dust samplers. *Atmospheric Environment*, 34, 1043-1057.

## Bilaga 2 - Grundemissionsfaktorer

Med de passiva flux-provtagarna mäts flödet (fluxet) av partiklar genom en tänkt vertikal yta. Enheten blir massa per yta och tidsenhet (ex.  $\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ). Mätningen utfördes så att fluxet från det ena sidan av partikelkällan och från den motsatta sidan mättes var för sig. Genom att omgärda varje damningskälla med flera flux-mätare kan man bestämma källstyrkan, d.v.s. den nettomängd partiklar som passerade ut från volymkällan per tidsenhet. Placeringen av provtagare runt källan kan liknas vid ett rektangulärt (eller ett oregelbundet månghörnigt) nätstängsel som omger källan. Man beräknar hur mycket partiklar som går ut genom alla maskorna i nätet och subtraherar mängden partiklar som kommit in utifrån genom alla maskorna i nätet. Det tänkta stängslet måste vara så högt att den mängd som "smiter" ut ovanför stängslet är försumbart, denna höjd kallas ekvivalenthöjd. Om fluxmätningarna utförs på flera höjder runt källan kan medelfluxet av partiklar från källan i höjddled beräknas. Om man tar medelfluxet av partiklar från källan minus medelfluxet av partiklar till källan får man nettofluxet som sedan kan multipliceras med nätet totala area för att få fram den totala källstyrkan. Metoden har tidigare använts för ammoniak (Ferm, 1986; Schjoerring et al., 1992; Ferm et al., 2005).

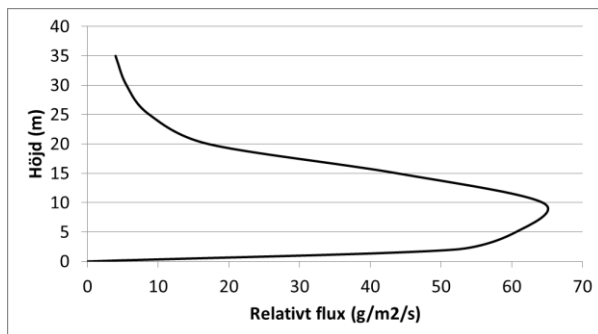
Eftersom fluxmätningarna vid bygget av Ulricehamnsmotet bara utfördes på en höjd (1.8 m över marken), uppskatta höjden på det tänkta stängslet "ekvivalenthöjd" med hjälp av en modellberäknad vertikal fluxprofil (Figur 2.1). Den modellberäknade fluxprofilen integreras med avseende på höjden. Integralen divideras sedan med det modellberäknade fluxet på den höjd som fluxmätningarna utförts. Man får då fram ekvivalenthöjd ( $H_{\text{ekv}}$ , se Ekv. 1) som sedan kan användas för att beräkna emissionen (källstyrkan).

$$H_{\text{ekv}} = \frac{\sum_H \Phi_H \cdot \Delta H}{\Phi_{\text{ref}}} \quad (\text{Ekv. 1})$$

där  $\Phi_H$  är fluxet vid höjden  $H$  över marken,  $\Phi_{\text{ref}}$  är fluxet på den höjd där fluxmätningarna utförts och  $\Delta H$  är höjdivervallet som beräkningen på höjden  $H$  representerar. Emissionsfaktorn fås sedan genom att summera alla masstransporter ut från materialhögen och subtrahera de som kommer in mot materialhögen:

$$EF_0 = \Phi_H \cdot H_{\text{ekv}} \cdot L \quad (\text{Ekv. 2})$$

där  $L$  är längden av det tänkta stängslet. Om det gäller en volymkälla multipliceras  $EF_0$  även med bredden av källan vilket ger  $EF_0$  enheten  $\text{g/m}^3/\text{s}$ .



Figur 2.1 Modellerad relativ fluxprofil för området.

## Emissionsfaktorer på timbas

Beräkning av EF för varje område på timbas ( $EF_{tim}$ ) baserades på aktiviteter inom industriområdet, kombinerat med förekomst av nederbörd, markytans egenskaper (d.v.s. blött/torr) samt vindhastigheten. Enligt Ekv. 3 förekommer ingen emission vid timmar med nederbörd. Timmarna efter nederbörd påverkar också EF eftersom markytan fortfarande är blöt (enligt Ekv. 3). Påverkan av nederbörd förväntades fortgå i 3 timmar efter att nederbörden upphört. Om inga aktiviteter förekom sattes emissionen till noll under dessa tre timmar. Om aktiviteter förekom förutsattes en halvering av partikelemissionen. Dessa samband togs fram genom utvärdering av de uppmätta partikelhalterna tillsammans med de meteorologiska data framtagna under denna studie.

Information om aktuella förhållanden på markytan hämtades från [European Centre for Medium-Range Weather Forecasts \(ECMWF\) re-analysis data service](#). Informationen om markytan hämtades för typåret med en upplösning på 0.125 grader.

$$EF_{tim} = EF_0 R_{aktivitet} R_{nb} R_{surf} (1 + R_{vind}) \quad (\text{Ekv. 3})$$

$EF_{tim}$  är damnings-EF på timbas

$EF_0$  baseras på EF från fluxmetoden på tvåveckorsbas (se avsnitt 4.4.1)

$R_{aktivitet}$  timmar med aktivitet, om aktiviteter förekom på området  $R_{aktivitet} = 1$ , annars  $R_{aktivitet} = X\%$  av  $EF_0$ . X baseras på det uppmätta förhållandet mellan halter då aktiviteter förekom och tider då ingen aktivitet pågick.

$R_{nb}$  förekomst av nederbörd (och minst 3 timmar efter regn  $R_{nb} = 0$  (ingen aktivitet);  $R_{nb} = 0.5$  (aktivitet); annars,  $R_{nb} = 1$ ).

$R_{surf}$  är markytans förutsättning, om markytan varit blöt (d.v.s. om vattenhalten i markens översta lager var mättat med vatten)  $R_{surf} = 0$  annars  $R_{surf} = 1$ .

$R_{vind}$  om  $R_{vind} > 0$  så halttillskott (enligt Ekv. 4) annars  $1 + R_{vind} = X\%$  av halten under aktivitet.

Vid utvecklandet av  $EF_{tim}$  inkluderades alltså de meteorologiska förhållanden som rådde då mätningarna skedde, flertalet tidigare studier har visat att vindhastighet och friktionshastighet vid markytan kan bidra till partikelhalten i luft genom resuspension (Nicholson, 1993, Loosmore, 2003, Chkhetiani et al., 2012, Loosmore and Hunt, 2000). Loosmore (2003) jämförde ett flertal metoder för att beräkna resuspension av partiklar från olika typer av markytor, Vid utvecklandet av  $EF_{tim}$  inkluderades alltså de meteorologiska förhållanden som rådde då mätningarna skedde, men enligt Loosmore (2003) kan bidraget bli extra högt vid höga vindhastigheter. För att uppskatta detta extra bidrag inkluderas  $R_{vind}$ , baserat på den av Loosmore (2003) framtagna empiriska ekvationen:

$$R_{vind} = \frac{u^{2.13} d^{0.17}}{t^{0.92} z^{0.32} p^{0.76}} \quad \text{Ekv. 4)}$$

där  $u$  är friktionshastigheten (m/s),  $d$  är partikelfraktionens diameter,  $t$  är tiden sedan resuspension,  $p$  är partikel densiteten och  $z$  är ytans råhet.

De framtagna  $EF_{tim}$  är därmed generellt utvecklade för aktiviteter, olika meteorologiska förutsättningar och markytans status samt med extra tillskott vid höga vindhastigheter, uttryckt i enheten  $g/m^3/s$ . Respektive timme erhöll alltså en EF, varvid emissionerna beräknades och användes som indata vid spridningsberäkningarna.

## Referenser

- CHKHETIANI, O., GLEDZER, E., ARTAMONOVA, M. & IORDANSKII, M. 2012. Dust resuspension under weak wind conditions: direct observations and model. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 12, 5147-5162.
- LOOSMORE, G. A. 2003. Evaluation and development of models for resuspension of aerosols at short times after deposition. *Atmospheric environment*, 37, 639-647.
- LOOSMORE, G. A. & HUNT, J. R. 2000. Dust resuspension without saltation. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres (1984-2012)*, 105, 20663-20671.
- NICHOLSON, K. 1993. Wind tunnel experiments on the resuspension of particulate material. *Atmospheric Environment. Part A. General Topics*, 27, 181-188.

## Bilaga 3 - ADMS-modellen

ADMS (version 4) är en diagnostisk dispersionsmodell som är utvecklad av Cambridge Environmental Research Consultants (CERC) i Storbritannien. Den används för att simulera emissioner från punkt- eller ytkällor (d.v.s. med varma gaser eller som passiva utsläpp) till atmosfären. Modellen används både för beräkning av industriutsläpp och i luftkvalitetsövervakningssyften i t.ex. urbana miljöer. Modellen inkluderar effekter av byggnader, topografi och kust/inlandseffekter samt viss kemi vid dispersionsberäkningarna.

ADMS kan, förutom vanlig dispersion, även beräkna torr- och våtdeposition, plymvisibilitet, lukt och s.k. "puff"-beräkningar avseende korttidsfluktuationer av emissioner.

Beskrivningen av modellens vertikala dispersionsprocesser görs genom beskrivning av det atmosfäriska gränsskiktets tjocklek (den s.k. blandningshöjden) och genom beräkning av den s.k. Monin-Obukhov längden. Vid beräkning av dispersionen under konvektiva meteorologiska förhållanden (effektiv vertikal spridning) används en s.k. sned Gaussisk koncentrationsfördelning. ADMS kan dessutom beräkna korta tidsskalor (minuter), vilket är viktigt vid bl.a. modellering av lukt.

## Referenser

Cambridge Environmental Research Consultants Ltd. 2007: *ADMS - 4 Atmospheric Dispersion Modelling System – User Guide*, Version 4.



IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm  
Tel: 08-598 563 00 Fax: 08-598 563 90  
[www.ivl.se](http://www.ivl.se)