

## **Miljö- och hälsokonsekvenser av utsläpp till luft**

### **Slutförvar Forsmark (inklusive Clab och inkapslingsanläggning)**

Erik Fridell, Marie Haeger-Eugensson  
Inger Jöborn, Kjell Peterson, Annika Svensson  
IVL Svenska Miljöinstitutet AB

Bertil Forsberg, Umeå Universitet

April 2008

**Svensk Kärnbränslehantering AB**

Swedish Nuclear Fuel  
and Waste Management Co  
Box 250, SE-101 24 Stockholm  
Tel +46 8 459 84 00



# **Miljö- och hälsokonsekvenser av utsläpp till luft**

## **Slutförvar Forsmark (inklusive Clab och inkapslingsanläggning)**

Erik Fridell, Marie Haeger-Eugensson  
Inger Jöborn, Kjell Peterson, Annika Svensson  
IVL Svenska Miljöinstitutet AB

Bertil Forsberg, Umeå Universitet

April 2008

*Nyckelord:* Transporter, Damning, Emissioner, Luftkvalitet, Partiklar, Kvävedioxid, Miljökvalitetsnormer, Miljömedicinsk bedömning.

Denna rapport har gjorts på uppdrag av SKB. Slutsatser och framförda åsikter i rapporten är författarnas egna och behöver nödvändigtvis inte sammanfalla med SKB:s.

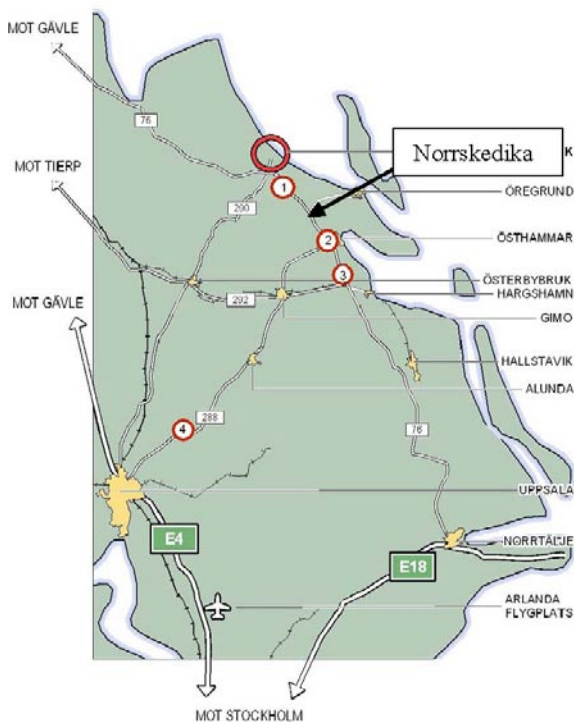
En pdf-version av rapporten kan laddas ner från [www.skb.se](http://www.skb.se).

## Sammanfattning

SKB utreder förutsättningarna att anlägga ett slutförvar för använt kärnbränsle i Forsmark (figur S-1) samt anlägga en inkapslingsanläggning intill det befintliga centrala mellanlagret för använt kärnbränsle (Clab) på Simpevarvshalvön. IVL har på uppdrag av SKB analyserat utsläppen av luftföroreningar från slutförvaret, inkapslingsanläggningen och Clab under representativa år under bygg- (år 2015 och 2018), drifts- (år 2030) och avvecklingskedet (år 2075).

I uppdraget har ingått att ta fram emissionsfaktorer för de olika skedena, genomföra emissions- och haltberäkningar av luftföroreningar för lagring och krossning av berg inom slutförvarets anläggning, samt för interna och externa transporter från slutförvaret, inkapslingsanläggningen och Clab. Emissionsberäkningar har genomförts för alla skeden, men haltberäkningar har endast genomförts för den del av byggtiden där påverkan är som störst (byggetapp 2, år 2018) samt för driftstiden (år 2030).

Beräkningar av utsläppsmängder för transporter har genomförts för kväveoxider, kolväten, kolmonoxid, partiklar och koldioxid. Partikelutsläpp från krossverksamheten har beräknats utifrån uppmätta halter från en befintlig krossverksamhet. Spridningsberäkningar har genomförts för partiklar och kväveoxider. Framtida halter har därefter bedömts utifrån berörda miljömål och gällande miljö kvalitetsnormer för luft. Beräknad deposition har jämförts med kritisk belastningsgräns för kväve. Hur människors hälsa kommer att påverkas av slutförvarssystemet har bedömts utifrån miljömedicinska kriterier.



**Figur S-1.** Översiktsskarta där den röda ringen visar lokalisering av slutförvar i Forsmark. Trafikarbetet har definierats vid sifferangivelserna 1–4 i figuren /Fors 2007/.

Idag är uppskattad årsmedelhalt av kvävedioxid i omgivningarna runt Forsmark mycket låg, ca  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Haltbidraget från SKB:s verksamhet beräknas bli mindre än  $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  strax utanför verksamhetsområdet både under bygg- och driftstiden. Några meter från den tyngst belastade transportvägen beräknas haltbidraget kunna bli marginellt högre under driftstiden (år 2018) med ett bidrag på ca  $0,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Framtida halter på ca  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  kan jämföras med årsmedelvärdet för miljö kvalitetsnormen på  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  och det nationella miljömålet på  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Det finns därmed ingen risk att SKB:s verksamhet, tillsammans med övriga utsläpp i omgivningen, medför överskridanden av miljö kvalitetsnormer eller miljömål för kvävedioxid.

När det gäller känslighet för övergödande kväve till skogsmark tangeras den kritiska belastningsgränsen redan av bakgrundsdepositionen i området. Det beräknade depositionsbidraget av kväve från slutförvarsanläggningen är dock litet och bedöms inte påverka naturvärdena i de närliggande skyddsvärda områdena nämnvärt.

Uppskattad bakgrundshalt av partiklar ( $\text{PM}_{10}$ ) ligger i området på ca  $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Den dominerande källan till partikelhalterna är partiklar som transporteras in från kontinenten. Befintlig bakgrundshalt av partiklar (98-percentil för dygnsmedelhalt per år) tangerar redan idag den övre utvärderingströskeln på  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Det betyder inte att miljö kvalitetsnormen överskrids, utan att haltnivån måste kontrolleras. Det finns även en liten risk att generationsmålet för partiklar, årsmedelhalt på  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , kan överskridas eftersom den totala halten år 2030 beräknas ligga på ca  $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Prognoser om framtida bakgrundshalter av partiklar är dock osäkra och det mest sannolika är att bedömningen av totala partikelhalter för år 2030 är överskattade. Beräknade haltbidrag av partiklar från SKB:s verksamhet är små, ca  $1\text{--}1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i närområdet under bygg- och driftsskedet. Den största andelen partikelemissioner kommer från krossverksamheten inom anläggningen. Det finns dock en viss osäkerhet i beräkningarna kring bergkrossens partikel-emissioner genom damning då mätunderlaget är relativt begränsat. Vid den tyngst belastade transportvägen väntas verksamheten tillföra ca  $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  vid Lättsa och ca  $0,5\text{--}1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  vid Norrskedika. När det gäller de externa transporterna är det inget som tyder på att mängden uppvirlande partiklar kommer att minska i framtiden. Bedömningen är att det inte föreligger någon risk för att verksamheten kommer att orsaka några överskridanden av partiklar under bygg- och driftsskedet.

SKB:s planerade verksamhet beräknas som mest bidra med 2 020 ton koldioxid år 2018, för att därefter minska. Det skall jämföras med Uppsala läns totala utsläpp år 2004 på 1,2 miljoner ton/år. Koldioxidutsläppen går emot de nationella miljömålen att minska utsläppen med 4 % till år 2008–2012 och med 30 % år 2020 jämfört med år 1990 (koldioxidekvivalenter). Konsekvenserna av SKB:s bidrag får dock anses försumbara i ett globalt perspektiv.

Att miljö kvalitetsnormer för partiklar och kvävedioxid inte överskrids innebär inte nödvändigtvis att risk för hälsopåverkan helt kan uteslutas. I detta fall är dock bakgrundshalterna av kvävedioxid mycket låga, varför man med det obetydliga tillskott i halt som verksamheten medför ligger under de nivåer som i några studier visat ökad risk för någon hälsoeffekt. När det gäller partiklar innebär tillskottet i partikelhalt vid de mest belastade permanentbostäderna ca 0,1–1,0 % ökad risk för antalet drabbade av olika slag av hälsoutfall (inläggning på sjukhus med hjärt- eller lungproblem). Om risken idag är t ex 2 % och den ökar med 1 % blir risken 2,02 %. Det är inte relevant att beräkna antal tillkommande hälsoutfall när så få boende (12 permanentbostäder och 7 fritidsbostäder) är berörda av tillskottet.

# Summary

IVL Swedish Environmental Research Institute has analysed the emissions of air pollution associated with the different stages of a final repository at Forsmark: construction (years 2015 and 2018), operation (2030) and phasing out (2075). The analysis included calculation of emissions (nitrogen oxides, hydrocarbons, carbon monoxide, particles and carbon dioxide) and concentrations (nitrogen dioxide and particles) of air pollutants from internal and external transports and from crushing activities within the plant.

The contribution from SKB's activities to ambient concentrations of nitrogen dioxide immediately outside the plant perimeter is calculated to be less than  $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  both during construction (year 2018) and operation (2030). A few meters from the edge of the busiest transport roads the contribution to ambient concentrations is calculated to be marginally higher during the operational stage – approximately  $0,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . The air quality standard for nitrogen dioxide as an annual mean is  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  and the national environmental objective is  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . There is therefore no risk that SKB's activities, together with other emissions in the area, will lead to exceedences of the environmental quality standards or environmental objective for nitrogen dioxide.

With regards to eutrophication by nitrogen in forests in the area, the current background deposition is already close to the critical load. The calculated contribution to deposition from the final repository is however small and is judged not to effect the natural levels in the nearby protected areas appreciably.

Measured background concentrations of particles in the area are  $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (annual mean). The calculated contribution to concentrations from SKB's activities is small, approximately  $1-1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  during the construction and operation phases. Adjacent to the busiest transport roads the contribution to particle concentrations is expected to be at most  $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  at Lättsa during the construction period. Results show that dust from the crushing activities within the plant make the greatest contribution to particle emissions in comparison to transport emissions. It is judged that there is no risk that the activities will lead to exceedences of the environmental quality standard for particles during the construction and operational phases. There is a risk that the generational goal for particles ( $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  as an annual mean) can be exceeded because the total concentrations in 2030 are estimated to be approximately  $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . However, the forecast of future particle concentrations is uncertain and it is most likely that the estimated concentration in 2030 is an overestimate.

Emissions of carbon dioxide of at most 2 020 tons in 2018 are not in line with the national objective to minimise climate impact but can be considered negligible from a global perspective.

The environmental quality standards for particles and nitrogen dioxide will not be exceeded but this does not guarantee that the risk of health impacts can be completely eliminated. However, the background concentrations of nitrogen dioxide are very low and the negligible increase in concentrations that the activities would cause would result in levels which are below any that studies have been found to lead to health effects. When it comes to particle emissions the contribution to the concentration will be  $0,1-1,0 \%$  higher risk for different kind of health impacts (hospitalised for heart- and lungproblems). It is not relevant to be counting the contribution to extra health cases when only a few people will be affected by the contribution.

# Innehåll

<b>1</b>	<b>Introduktion</b>	9
<b>2</b>	<b>Syfte och mål</b>	11
<b>3</b>	<b>Bakgrund</b>	13
3.1	Olika typer av partiklar	13
3.1.1	Mått på partikelhalt	13
3.1.2	Mått på avgashalt	14
3.2	Bedömningsgrunder för luftkvalitet och deposition	14
3.2.1	Miljökvalitetsnormer	14
3.2.2	Miljömål	15
3.2.3	Kritisk belastningsgräns för kväve	16
<b>4</b>	<b>Metod och genomförande</b>	17
4.1	Bedömning av framtidens fordon	17
4.2	Transporter	18
4.3	Damning	19
4.3.1	Bergupplag och krossning	19
4.3.2	Emissionsberäkning	20
4.4	Spridningsberäkning	21
4.4.1	Förutsättningar	22
<b>5</b>	<b>Nulägesbeskrivning</b>	23
5.1	Dagens luftkvalitet	23
5.2	Dagens koldioxidutsläpp	23
<b>6</b>	<b>Framtida emissioner</b>	25
6.1	Transporter	25
6.2	Damning	27
<b>7</b>	<b>Framtida haltbidrag till luft</b>	29
7.1	Haltbidrag år 2018 (byggetapp 2)	29
7.2	Haltbidrag år 2030 (driftsskede)	30
7.3	Haltbidrag längs vägavsnitt	31
7.4	Exponeringsrisk	36
<b>8</b>	<b>Miljökonsekvenser</b>	37
8.1	Jämförelse med miljökvalitetsnormer och miljömål	37
8.1.1	Slutförvarsanläggningen	37
8.1.2	Längs vägavsnitt	38
8.2	Jämförelse med kritisk belastning	40
<b>9</b>	<b>Miljömedicinsk bedömning</b>	43
9.1	Hälsoeffekter kvävedioxid och bilavgaser	43
9.1.1	Korttidsexponering	43
9.1.2	Långtidsexponering och hälsoeffekter	43
9.2	Hälsoeffekter av partiklar	44
9.2.1	Farlighet och mekanismer varierar	44
9.2.2	Epidemiologiska studier av akuta effekter	45
9.2.3	Epidemiologiska studier av långtidseffekter	45
9.2.4	Studier med mineraldominerat PM	46
9.3	Bedömning av hälsoeffekter	46

<b>10</b>	<b>Samlad miljöbedömning</b>	47
<b>11</b>	<b>Diskussion</b>	49
11.1	Transporter	49
11.2	Damning	49
11.3	Spridningsberäkning	50
	<b>Referenser</b>	51
<b>Bilaga 1</b>	Bedömningsgrunder för luftkvalitet	53
<b>Bilaga 2</b>	Miljödata för luftmiljön i Forsmark	55
<b>Bilaga 3</b>	Emissioner från interna transporter	63
<b>Bilaga 4</b>	Emissioner (extern trafik)	65
<b>Bilaga 5</b>	Metodbeskrivning damningsberäkningar	67
<b>Bilaga 6</b>	Beskrivning TAPM modellen	73
<b>Bilaga 7</b>	Beskrivning MISKAM-modellen	75
<b>Bilaga 8</b>	Bedömning av framtidens fordon	77
<b>Bilaga 9</b>	Figurer till spridningsberäkningar	85

# 1 Introduktion

SKB planerar att ansöka om tillstånd enligt miljöbalken avseende mellanlagring, inkapslingsanläggning och slutförvaring av kärnbränsle. Det centrala mellanlagret för använt kärnbränsle (Clab) är en befintlig anläggning på Simpevarpshalvön i Oskarshamn, dit även inkapslingsanläggningen planeras att läggas. Två platser är aktuella för lokalisering av slutförvarsanläggningen – Forsmark i Östhammars kommun och Laxemar i Oskarshamns kommun.

IVL har fått i uppdrag att analysera utsläppen av luftföroreningar från byggnation, transporter samt anläggningarna för en lokalisering vid Oskarshamn (Laxemar) respektive Forsmark. Den här rapporten tar upp en lokalisering av slutförvaret i Forsmark samt emissioner från externa transporter vid mellanlagret Clab och inkapslingsanläggning i Oskarshamn. Emissioner från sjötransporter mellan Forsmark och Oskarshamn är inte med.



## 2 Syfte och mål

Syftet med luftutredningen är att uppskatta vad byggnation, drift och avveckling av ett slutförvar i Forsmark och en inkapslingsanläggning och centralt mellanlager för använt kärnbränsle i Oskarshamn kan få för effekter på luftkvaliteten i området runt anläggningarna. I utredningen har även konsekvenser för människors hälsa och naturmiljön i närliggande områden studerats. Utredningen kommer att ligga som underlag till miljökonsekvensbeskrivningen som skall bifogas till ansökningshandlingen om tillstånd för hela slutförvarssystemet.

## 3 Bakgrund

### 3.1 Olika typer av partiklar

Omgivningsluftens partiklar består av en komplex blandning vars sammansättning i hög grad varierar geografiskt liksom tidsmässigt beroende på faktorer som omgivning, utsläppskällor, årstid och väder. En varierande stor andel av partiklarna har ett ”naturligt ursprung” och utgörs av små sand- eller jordpartiklar, havssalt eller biologiskt material såsom pollenfragment. Dessa naturliga partiklar blandas med partiklar utsläppta bl a från motorer, förbränning av ved, kol och olja för el- och värmeproduktion eller från industrier.

Partiklar från förbränning kan ha bildats vid förbränningen (ibland benämnda ”primära”) eller genom kondensation av gaser direkt vid källan och senare genom sammanslagningar och reaktioner i luften. Till den senare typen hör exempelvis sulfatpartiklar resulterande från svavel-dioxidutsläpp och nitratpartiklar från kvävedioxidutsläpp. Sådana i efterhand bildade partiklar kan ge maximalt bidrag långt från källorna, till skillnad från de primära förbränningspartiklarna som späds ut och avtar i antal med ökat avstånd från källorna. Man kan mäta upp hur halten av avgaspartiklar, sot och andra avgaskomponenter som kolmonoxid och kväveoxider avtar längs en sträcka över flera hundra meter ut från en stor väg. Antalet (av avgaspartiklar) kan vara flera gånger högre nära en väg än 100–200 meter därifrån, medan halten av sulfatpartiklar samtidigt inte skiljer sig mätbart /WHO 2005/.

I en normal svensk tätort domineras partikelmassan av sekundärt bildade partiklar och vägdamm. Vägdamm utgör en speciell typ av slitagepartiklar, och är den enda egentliga orsaken till att miljö kvalitetsnormen för partiklar (PM<sub>10</sub>) överskrids i Sverige. Även halten av den finare fraktionen (PM<sub>2.5</sub>) påverkas, då 20–30 % av vägdammets i PM<sub>10</sub> utgörs av PM<sub>2.5</sub>. Vägdamm i tätortsmiljö består i huvudsak av vägmateriell och mineralpartiklar som bildas främst när dubbdäck används och när sand sprids för att bekämpa halka. Vägdamm består förutom av korn av vägbeläggning och sand (med innehåll av kisel, aluminium, kalium m m) även av fragment från däck och bromsbelägg (exempelvis koppar och andra metaller). Vägdammspartiklar av vägmateriell och mineral blir således ”förorenade” av andra ämnen härrörande från trafiken. Vid grusvägar bildas naturligtvis också ett mineralbaserat vägdamm. Höga halter av mineralpartiklar uppmäts även nära torra områden exempelvis vid öknar, och ibland kan stormar transportera dessa mineralpartiklar hundratals mil.

Fina partiklarna tränger i stor utsträckning in i byggnader, dock olika effektivt beroende på byggnadstyp, ventilationssystem och vädring. Människors exponering för både avgas- och vägdammspartiklar är tydligt förhöjd när man befinner sig ute i stadstrafik /WHO 2005/. Enligt en studie från Helsingfors är partikelexponeringen då 10–20 µg/m<sup>3</sup> högre än annars.

Den stora variationen i partiklars sammansättning och storlek gör det omöjligt att relevant beskriva partikelhalten.

#### 3.1.1 Mått på partikelhalt

Vanligen anges halten av partiklar i utomhusluft och normvärden som PM<sub>10</sub>, som något förenklat beskriver masskoncentrationen av partiklar mindre än 10 mikrometer i aerodynamisk diameter, och anges med sorten mikrogram per kubikmeter (µg/m<sup>3</sup>). Avgränsningen motiveras av att större partiklar än 10 mikrometer i liten utsträckning inandas och därför bedöms mindre farliga /WHO 2006/. PM<sub>2.5</sub> är ett mått på masskoncentrationen av den finare fraktionen inom PM<sub>10</sub>, alltså halten av partiklar mindre än 2,5 mikrometer i diameter, ibland definierade som ”respirabla partiklar”. Måttet PM<sub>2.5</sub> har blivit allt mer vanligt eftersom en betydande del av dessa finare partiklar når ut i de delar av lungorna där det mesta av gasutbytet sker. När halten av PM mäts med hjälp av insamling på filter är det även möjligt att i efterhand göra kemiska analyser av partiklarnas sammansättning.

De riktigt små partiklarna i luften, vanligen mindre än 0,1 mikrometer (100 nanometer), brukar kallas för ultrafina partiklar och kommer i tätorter främst från bilmotorernas avgaser. Dessa partiklar når längst ut i lungblåsorna och väger så lite att de trots enorma antal i omgivningsluften bidrar ytterst lite till partikelmassan uttryckt som PM<sub>10</sub> eller PM<sub>2.5</sub>. Dessa partiklar beskrivs oftast med måttet antal partiklar per volym luft, som ”number concentration” (NC).

### 3.1.2 Mått på avgashalt

Motorfordonsavgaser innehåller hundratals till tusentals olika ämnen /WHO 2005/. Antagligen är många av dessa föroreningar i någon mån skadliga ur hälsosynpunkt, men mätningar i omgivningsluft och studier av effekter begränsas av praktiska och ekonomiska skäl till ett mindre antal potentiellt viktiga, representativa och mätbara föroreningar. Dessa blir ofta de som regleras i normer. I första hand görs mätningar av ämnen från avgaser som både har negativ inverkan på hälsa eller miljö och som på ett bra sätt indikerar avgashalten. Kväveoxid (NO), kvävedioxid (NO<sub>2</sub>), bensen och kolmonoxid (CO) brukar ses som lämpliga indikatorer på avgaser från motorfordon i städerna. Antalskoncentrationen av partiklar är ett mått som används allt mer. Att en förorening såsom NO<sub>2</sub> regleras behöver inte betyda att den är den viktigaste kausala komponenten bakom hälsopåverkan vid avgasexponering /WHO 2003/.

## 3.2 Bedömningsgrunder för luftkvalitet och deposition

Halter i luft och deposition av olika föroreningar kan ställas i relation till olika bedömningsgrunder för luftkvalitet och nedfall. Här redovisas kortfattat aktuella bedömningsgrunder för utsläpp av växthusgaser, halter i luft av kvävedioxid, kväveoxider och partiklar samt deposition av kväve. Se även bilaga 1.

För att beskriva haltnivåerna i olika miljöer finns ett antal olika begrepp. I denna rapport har följande begrepp använts för att beskriva luftkvalitetssituationen i området:

- **Halter i bakgrundsluft** – Halter på landsbygden i omgivningarna runt Forsmark, på långt avstånd från utsläppskällor. Denna haltnivå har sitt ursprung dels i långdistanstransport av luftföroreningar, dels i regional påverkan.
- **Haltbidrag från SKB** – Den haltnivå som enbart utsläppen från SKB ger upphov till. Haltbidragen har beräknats med en spridningsmodell utifrån utsläpp och meteorologiska parametrar.
- **Totalhalterna kring SKB** – Haltnivåerna i området med SKB:s bidrag adderade till halter och bakgrundsluft.
- **98-percentil och 90-percentil** – Det haltvärde som underskrids under 98 % respektive 90 % av tiden. Om ett gränsvärde anges som 98-percentil får överskridande av gränsvärdet som mest ske under 2 % av tiden. Percentiler anges för timmedelvärden eller för dygnsmedelvärden under ett år.

### 3.2.1 Miljökvalitetsnormer

Miljökvalitetsnormerna till skydd för människors hälsa gäller för utomhusluft och ”anger de nivåer som människor kan utsättas för utan fara för olägenheter av betydelse” enligt Naturvårdsverkets Luftguide /Naturvårdsverket 2006/. I föreskrifterna om hur mätning skall gå till anges att kontrollen skall ske genom mätning på platser där människor vistas och där det förmodas vara höga halter. Beträffande val av mätplats anges att en mätstation skall placeras så att den representerar en omgivningsyta som inte är mindre än 200 m<sup>2</sup> i gaturum och 1–2 km<sup>2</sup> vid urbana bakgrundsplatser.

Viss oklarhet råder ännu beträffande var normerna skall tillämpas. I Luftguiden ges ett antal förtydliganden över var miljökvalitetsnormerna bör respektive inte bör tillämpas, och det påpekas att man vid tillämpning av normerna måste beakta deras syfte. Detta tolkas så att miljökvalitetsnormer

för årsmedelvärden, satta för att begränsa långtidsexponering, bör tillämpas för den luft som enskilda människor exponeras för under längre tid. De skall uppfyllas för luften vid exempelvis bostadshus och skolor, men inte nödvändigtvis där människor bara vistas under en kort tid, exempelvis i vägområden eller på parkeringsplatser. Miljökvalitetsnormer för timmedelvärden och dygnsmedelvärden bör även tillämpas på platser där människor vistas under kortare tider, såsom på parkeringsplatser och i parker samt vid trottoarer och längs med gång- och cykelvägar.

Till skydd av ekosystem mot direkt effekt av kväveoxider i utomhusluft finns dessutom miljökvalitetsnormer för NO<sub>x</sub> som gäller i områden där det är minst 20 kilometer till närmaste storstad eller 5 kilometer till annat bebyggt område, industriell anläggning eller motorväg.

### 3.2.2 Miljömål

I syfte Fatt kunna styra utvecklingen på längre sikt har Sverige infört sexton nationella miljömål som har antagits av Sveriges riksdag /Regeringens proposition 2000/01:130, 2004/05:150/. Miljömålen är inte rättsligt bindande, men miljömålsrådet anser att de bör vara vägledande vid tillståndsgivning av miljöfarlig verksamhet enligt miljöbalken /de Facto 2004/. I den här utredningen jämförs planerad verksamhets bidragande emissioner av växthusgaser samt halter av luftföroreningar med miljökvalitetsmålet ”Begränsad klimatpåverkan” respektive ”Frisk luft”. Gällande delmål för utsläpp av växthusgaser redovisas i tabell 3-2 och del- och generationsmål för halter i luft av kvävedioxid och partiklar redovisas i tabell 3-3.

Uppsala län har antagit regionala mål /Länsstyrelsen Uppsala län 2003/ som stämmer överens med de ovanstående nationella delmålen och generationsmålen för ”Begränsad klimatpåverkan” och ”Frisk luft”. När det gäller framtida klimatpåverkan innebär de regionala miljömålen att Uppsala län skall minska sina utsläpp till 1 824 ton koldioxidekvivalenter per år för perioden 2008–2012 och till 1 330 ton koldioxidekvivalenter per år fram till år 2020. En föreslagen åtgärd för att kunna uppnå dessa mål är ”Överföring av godstrafik från landsväg till järnväg” där företag och transportföretag bär ansvaret.

Östhammar kommun har inte antagit några lokala miljömål (Virpi Lindfors Östhammar kommun, 2008-02-14).

**Tabell 3-1. Miljökvalitetsnormer för NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> och PM<sub>10</sub> i utomhusluft (µg/m<sup>3</sup>).**

Parameter (µg/m <sup>3</sup> )	Årsmedelvärde	90 %-il dygn	98 %-il dygn	98 % timme
NO <sub>2</sub>	40	–	60	90
NO <sub>x</sub> <sup>1)</sup>	30	–	–	–
PM <sub>10</sub>	40	50	30 <sup>2)</sup>	–

<sup>1)</sup> Skydd av ekosystem på landsbygd. <sup>2)</sup> Miljökvalitetsnormens övre utvärderingströskeln för PM<sub>10</sub>.

**Tabell 3-2. Delmål och generationsmål för växthusgaser (koldioxidekvivalenter).**

Parameter	Tid	Delmål (2008–2012)	Generationsmål (2020)
Växthusgaser	År	4 % lägre än utsläppen år 1990	Minskning med 30 % jämfört med år 1990

**Tabell 3-3. Delmål och generationsmål för kvävedioxid och partiklar (µg/m<sup>3</sup>).**

Parameter	Medelvärdestid	Delmål (2010) (µg/m <sup>3</sup> )	Generationsmål (2020) µg/m <sup>3</sup>
NO <sub>2</sub>	Årsmedelvärde	20	–
NO <sub>2</sub>	98 %-il timme	60	–
PM <sub>10</sub>	90 %-il dygn	35	30
PM <sub>10</sub>	Årsmedelvärde	20	15

### 3.2.3 Kritisk belastningsgräns för kväve

Begreppet ”kritisk belastning” definierades i början av 1980-talet och används som riktmärke för vad naturen tål av försurande och/eller övergödande nedfall. Detta innebär att ekosystemen skall skyddas mot skador som kan tänkas uppkomma om nedfallet blir för stort. I Sverige har arbetet med att ta fram underlag för beräkningar av kritisk belastning för övergödning i stort sett koncentrerats till skogsmark. Den i Sverige använda metoden för beräkning av kritisk belastning av övergödande kväve till skogsmark baseras på en uppskattning av risken för framtida kväveläckage.

Den kritisk belastningsgränsen för övergödande kväve till skogsmark i närområdet runt Forsmark beräknas vara ca 0,5–0,6 gN/m<sup>2</sup>×år. Några mil väster om Forsmark är gränsen något lägre, 0,4–0,5 gN/m<sup>2</sup>×år, och några mil söder ut, 0,3–0,4 gN/m<sup>2</sup>×år /Naturvårdsverket 2001/.

## 4 Metod och genomförande

IVL har under utredningen bedömt den framtida utvecklingen av fordon (inkl. arbetsfordon) och bränslen. Med utgångspunkt från den kunskapen har emissionfaktorer för transporter (externa och interna) under bygg-, drifts- och avvecklingsskede tagits fram. Emissionsfaktorer för dammspridning från bergkross togs fram genom att genomföra kompletterande mätningar vid en befintlig bergkross.

Framtagna emissionfaktorer har därefter använts för att beräkna utsläppsmängder från interna transporter (arbetsmaskiner), damning från bergkross med upplag och externa transporter till och från planerat slutförvar i Forsmark, samt för interna och externa transporter från mellanlagret Clab och inkapslingsanläggning i Oskarshamn. När det gäller transporter redovisas utsläppsmängder av kväveoxider ( $\text{NO}_x$ ), kolmonoxid (CO), kolväten (HC), partiklar ( $\text{PM}_{10}$ ), och koldioxid ( $\text{CO}_2$ ). Även bränsleförbrukningen (FC) har beräknats. När det gäller utsläppsmängder från bergkross med upplag har endast utsläppsmängder av partiklar redovisats.

Spridningsberäkningar har genomförts för hela slutförvarssystemets haltbidrag till utomhusluft av partiklar ( $\text{PM}_{10}$ ) och kväveoxider ( $\text{NO}_x$ ). Här ingår spridningsberäkningar vid slutförvaret i Forsmark för luftföroreningshalter ovan mark inom anläggningen, vilka baseras både på utsläpp från interna transporter ovan respektive under mark (kanaliserade till markytan via schakt), samt externa transporter från slutförvaret. Även emissioner från externa transporter från Clab och inkapslingsanläggning i Oskarshamn ingår i spridningsberäkningarna. Dessa gick dock inte att särskilja då halterna var för låga. De redovisas därför inte separat i rapporten.

Emmissionsberäkningar har genomförts för byggskede 1 (år 2015), byggskede 2 (år 2018), driftsskedet (år 2030) samt för avvecklingsskedet (år 2075). Under de avslutande åren av slutförvarets byggskede kommer anläggningsarbetet och transportarbetet att vara som mest intensivt. För att få en bra bild av hur högt haltbidraget kan bli har spridningsberäkningar gjorts för år 2018 som antas ligga i slutet av byggskedet (byggetapp 2). Verksamheten kommer inte att vara lika intensiv under slutförvarets driftsskede, men då detta skede pågår under lång tid har det bedömts intressant att genomföra spridningsberäkningar även för driftsskedet (år 2030).

Avslutningsvis har resulterande haltnivåer jämförts mot gällande miljö kvalitetsnormer, berörda miljömål och kritisk belastningsgräns för att bedöma slutförvarssystemets effekter på luftkvaliteten och dess konsekvenser för människors hälsa. Även osäkerheter i genomförda bedömningar har analyserats och redovisats i slutet av rapporten.

Här nedan beskrivs förutsättningarna och genomförandet av respektive utredningsskede mer i detalj.

### 4.1 Bedömning av framtidens fordon

Emissioner från personbilar har minskat kraftigt sedan införandet av katalytisk avgasrening 1988. Under senare tid, och framför allt under de närmaste åren, kommer utsläppen från lastbilar och arbetsfordon att minska. För de fordon som är aktuella i den här utredningen finns omfattande reglering inom EU som bestämmer tillåtna utsläpp. Kraven skärps successivt, vilket gör att utsläppen är starkt beroende av fordonets tillverkningsår. Samtidigt finns en diskrepans mellan emissionskrav och de faktiska utsläppen. Detta beror av faktorer som att de körcykler som används vid testning inte representerar ”verklig” körning. Vidare måste man ta hänsyn till fordonsflottans sammansättning avseende ålder m m. Förutom avgaser genereras förslitningspartiklar (från vägbanor, bromsar m m) när fordon används.

Parallellt med införandet av renare motorer och efterbehandlingssystem pågår en successiv övergång från fossila bränslen till olika alternativ. Avseende den mer nära framtiden kan man utgå ifrån att de bränslen/energisystem för fordon som testas idag är de som kommer att vara aktuella. Det rör sig om diverse biodrivmedel för förbränningsmotorer, hybridfordon med elmotorer samt till en liten del bränsleceller för elgenerering till olika tillbehör.

IVL har på uppdrag av SKB genomfört en bedömning av vilka bränslen som kommer att användas samt uppskattat utsläpp till luft från fordon, inklusive arbetsfordon, för bygg-, drifts- och avvecklingskedet av planerad slutförvarsverksamhet. Utredningen redovisas i bilaga 8. Resultatet av utredningen har använts vid beräkningarna av emissioner från SKB:s verksamhet.

## 4.2 Transporter

Största delen av luftemissionerna från de planerade byggnationerna av slutförvar vid Forsmark, samt planerad inkapslingsanläggning och befintligt mellanlager (Clab) i Oskarshamn, kommer från transporter över och/eller under mark (med undantag för partiklar där krossverksamheten är den största källan). Emissionerna ovan mark anges i spridningsberäkningen som linje- (externa transporter) eller ytkällor (interna transporter). De emissioner som genereras under mark, anges som en punktkälla, där emissionen till utomhusluften sker genom ett schakt under slutförvarets byggetapp 1 och 2 och genom ett ventilationstorn (byggt över schaktet) under driftsskedet. Det finns ytterligare en partikelkälla – damning – som sprids genom passiv uppvirvling av partiklar från bergupplaget.

Förutom damning har alla emissioner vid anläggningarna antagits förekomma under vardagar mellan kl. 07.00 till 20.00 hela året (enligt SKB). Emission från damning varierar både med aktivitetsgrad och väderlek.

Beräkningar av utsläppsmängder för transporter har gjorts för NO<sub>x</sub>, HC, CO, PM och CO<sub>2</sub>. Även bränsleförbrukningen (FC) har beräknats. För partiklar ingår avgaspartiklar och resuspensionspartiklar.

Årsemissioner är beräknade för byggetapp 1 (år 2015), byggetapp 2 (år 2018), driftskede (år 2030) samt avvecklingskede (år 2075). För slutförvarsanläggningarna är emissionerna uppdelade på interna och externa transporter. Med externa transporter avses transporter till och från anläggningarna, men inte inom dem. Med interna transporter avses transporter inom anläggningen, främst från arbetsmaskiner som används över och under mark. Externa transporter är även beräknade för inkapslingsanläggningen och mellanlagret (Clab). De emissionsfaktorer som använts redovisas i bilaga 8.

Trafikarbetet för de externa transporterna är tagna från transportutredningarna /Fors and Klingenberg 2008<sup>1</sup>. För att kunna beräkna emissionerna från de externa transporterna har en genomsnittlig transportlängd på 25 km (enkel resa) använts både för slutförvaret i Forsmark samt Clab och inkapslingsanläggning i Oskarshamn. Detta avstånd bestäms bland annat av var personalen bor (för personaltransporter), vilka entreprenörer som kommer att verka samt hur den framtida marknaden för bergmassor kommer att se ut.

Arbetet för internt använda arbetsmaskiner och fordon är hämtade från bilaga 3. För beräkning av emissioner från transporter har det genomsnittliga transportarbete per år används som förutsättning. En sammanvägd osäkerhet i emissionsberäkningarna har gjorts och bedöms vara ca 15 % för åren 2015 och 2018, och som ökar för de senare delberäkningarna. I denna bedömning har osäkerheter i både trafikarbete och emissionsfaktorer vägts in. För åren 2030 och 2075 bör siffrorna betraktas som ”värsta scenario”. Införs reglering av dubbdäcksanvändningen minskar mängden uppvirvlade partiklar, dock påverkar det inte lastbilstrafiken som redan idag kör utan dubbdäck. Emissionerna från fordonen blir avsevärt lägre om en övergång till elmotorer blir

<sup>1</sup> vid dessa beräkningar har ej tabeller 5-1, 6-1, 7-1 i transportutredningen beaktats



verklighet. Även om förbränningsmotorn skulle kvarstå som huvudalternativ kan man förvänta sig en viss skärpning av lagstiftningen vad gäller emissioner. Dock är kostnadseffektiviteten i ytterligare skärpningar för vägtrafiken tveksam, varför man inte kan förvänta sig stora reduceringar.

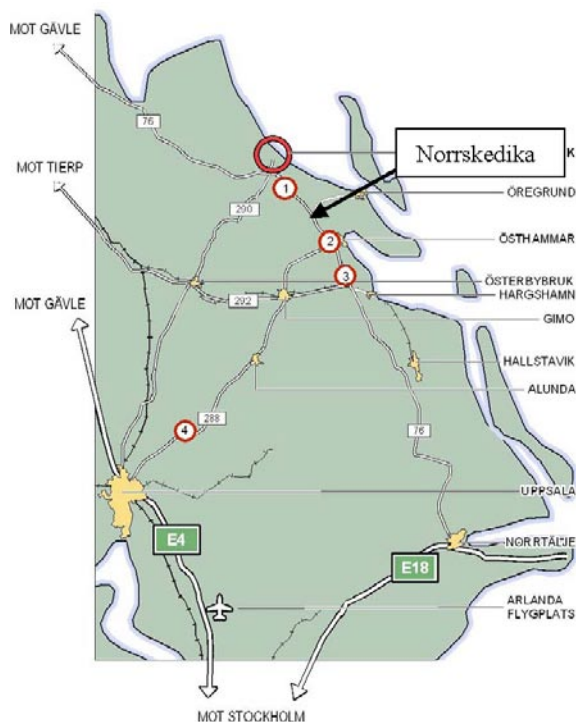
Emissioner för de externa transporterna (i g/km) är beräknade för Väg 76 vid Forsmark (punkt 1 i figur 4-1). Den skyltade hastigheten på infartsvägen till Forsmark är 70 km/h. Längs väg 76 varierar hastigheten längs sträckan. Utanför bebyggelse är den skyltade hastigheten 90 km/h, medan den är 50 eller 70 km/h genom de små samhällena som passeras. Detaljerade spridningsberäkningar har genomförts vid Norrskedika. Just Norrskedika har valts då samtliga transporter från SKB kan förväntas passera denna punkt samtidigt som det här finns flera bostadshus som ligger nära vägen. Föroreningshalterna i bostadsmiljöer orsakade av externa transporter från SKB kan därför antas vara som högst i Norrskedika.

## 4.3 Damning

### 4.3.1 Bergupplag och krossning

*Krossverksamhet:* En mobil kross placerad på bergupplagsplatsen kommer att användas under byggskedet. Krossen kommer totalt att användas under ett par veckor per år under byggetapp 1 och 2, samt ett par dagar under driftsskedet. Under byggetapp 2 och under driftsskedet krossas berget under jord, på försvarsdjup (400–500 m), och fraktas till ytan med skipen. Under byggskedet kommer ca 1 190 000 ton bergmassor sprängas ut, och under driftstiden krossas i snitt 100 000 ton/år.

*Ventilation:* Under första halvan av byggnationen (4–5 år) sker ventilationen av undermarksanläggningen via rampen/schaktet, med hjälp av ett provisoriskt ventilationssystem. När ventilationsschakten är klara tas luft in via tilluftsschaktet och går ut via frånluftsschakt (se figur 4-2).

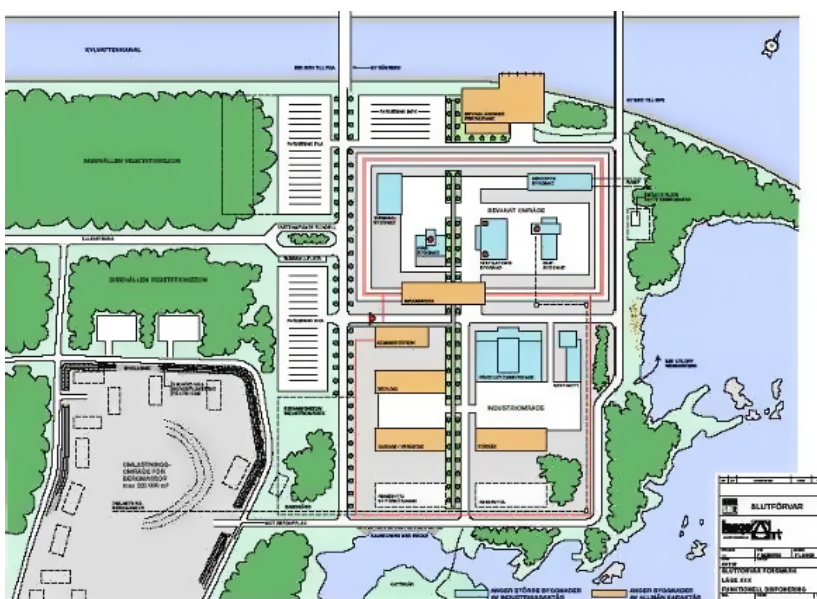


**Figur 4-1.** Översiktsskarta över slutförvarets transporter. Trafikarbetet har definierats vid sifferangivelserna 1–4 i figuren /Fors 2007/. Den röda ringen visar lokalisering av slutförvar.





Idag



Planerat område

**Figur 4-2.** Slutförvarsområdet i Forsmark. Ventilationstorn (byggt över schaktet) vid röd pil. Bergupplag vid blå pil.

Vid ventilationen från undermarksverksamheten kommer det inte att finnas någon rening i form av filter, men vatten skall sprayas under krossning och sprängning, vilket binder damm och spränggaser. Den första ventilationsstationen beräknas vara färdigställd och kunna tas i bruk efter 7–8 år, och därefter kommer ytterligare några (troligtvis 2) ventilationsstationer att byggas.

Bergupplagets storlek kommer att variera något under byggfasen, men i beräkningarna förutsätts detta vara i genomsnitt 4,5 ha stort i Forsmark. Under byggetapp 2 samt under driftskedet förutsätts att allt berg krossas i förväg under mark. Berget transporteras därefter till bergupplaget för mellanlagring via ett övertäckt transportband varför inga emissioner förväntas komma härifrån. I figur 4-2 visas en detaljkarta på driftområde i Forsmark samt det planerade området.

### 4.3.2 Emissionsberäkning

Kunskapen om damning och spridning från bergkrossar, grusupplag, byggen m m är mycket bristfällig. För bestämning av partikelemissionen från denna typ av verksamhet krävdes därför kompletterande mätningar vid en motsvarande verksamhet.

Mängden damm som virvlas upp antas till stor del vara väderberoende. Som jämförelse kan nämnas ett mer utrett problemområde, damning runt vägar, där damningen är stor vid torr väderlek och liten vid blöt väderlek. Motsvarande förhållanden antas föreligga för damning från icke-vegeterade ytor, så som bergkross och grusupplag.

I bilaga 5 redovisas metoden och resultaten från mätningen av damning från en befintlig, motsvarande verksamhet. Enligt mätningen varierar partikelhalten och därmed emissionen vid bergupplaget främst med veckodag, vindriktningssklass och nederbörd. Veckodagen visade sig vara viktig då damningen var markant högre under veckodagarna när det förekom verksamhet vid upplaget. Vindriktningen hade betydelse då den vid mätningen avspeglade den längd som vinden passerat genom upplagsområdet innan den nådde mätstationen. De olika väderförutsättningarna grupperades enligt tabell 4-1.

För beräkning av emissionsfaktorer för olika väderförutsättningar har ett stort antal sk inverterade spridningsberäkningar genomförts för de olika grupperna. En inverterad beräkning innebär kortfattat att spridningsberäkningar görs med antagen emission, i detta fall från damningen. Den beräknade halten skall sedan stämma överens med den uppmätta för respektive dygn. Emissionsfaktorn ( $\text{g}/\text{m}^2$ ) för respektive dygn beräknades genom att dividera emissionen med aktuell yta varifrån emissionen har skett, beroende av vindriktningen (enligt ytor i bilaga 5).

Beräknad emissionsfaktor/dygn grupperades därefter in i de fyra vindriktningssklasserna enligt grupperna i tabell 4-1 varpå medelemissionsfaktorer för respektive vindklass och grupp 1–4 (emissionsfaktorn för grupp 5 antas vara 0) beräknades. Medelemissionsfaktorerna för respektive grupp 1–4 inom vindriktningssklasserna 0–90, 90–180 och även 270–360 varierade relativt lite sinsemellan, vilket medförde att dessa vindklasser slogs samman och en ny beräkning genomfördes för att få fram en medelemissionsfaktor.

En kontroll av dessa medelemissionsfaktorer gjordes genom att använda dem för nya beräkningar. De nya beräknade haltbidragen jämfördes med motsvarande uppmätt  $\text{PM}_{10}$ -bidrag och differensen var  $\pm 10\text{--}15\%$ , vilket bedömdes tillfredställande. Eftersom ytförutsättningarna i de ovanstående vindriktningssgrupperna överensstämde väl med ytorna vid de planerade bergkrossupplagen vid Forsmark bedömdes de beräknade emissionsfaktorerna relevanta att använda.

Baserat på beräknade emissionsfaktorer har emissionen för passiv damning från bergkrossupplag beräknats. Genom att använda lokal meteorologi samt veckodag och applicera ”rätt” emissionsfaktor för respektive dygn (baserad på gruppering i tabell 4-1) har emissionen beräknats för varje dygn för ett helt år. Dessa användes som indata vid spridningsmodelleringen.

## 4.4 Spridningsberäkning

De delskeden som skulle spridningsberäknas valdes ut i samråd med SKB. Anläggningsarbetet kommer att vara som mest intensivt under byggetapp 2 varför även emissionerna då kan antas vara som högst. Förutom driftsskedet har därför byggetapp 2 valts för att visa värsta fall.

Haltbidragen till luft av  $\text{PM}_{10}$  och  $\text{NO}_x$  samt depositionen av kväve beräknades med hjälp av två olika typer av spridningsmodeller, dels TAPM (The Air Pollution Model, se vidare beskrivning bilaga 6) som använts för byggområdena, dels Miskam (Micro Scale Climate and Propagation Model, se vidare beskrivning bilaga 7) som lämpar sig bättre för beräkningar i mindre skala, vilket var nödvändigt i Norrskedika.

**Tabell 4-1. Sammanställning av de väderförutsättningar som använts för emissionsfaktorberäkningarna av damning (nb=nederbörd).**

Grupp	Väderförutsättningar
1. Torrt, vardag	$\leq 2 \text{ mm nb}/3 \text{ dagar}$
2. Torrt, helg	$\leq 2 \text{ mm nb}/3 \text{ dagar}$
3. Blött, vardag	$> 2\text{--}15 \text{ mm nb}/3 \text{ dagar}$
4. Blött, helg	$> 2\text{--}15 \text{ mm nb}/3 \text{ dagar}$
5. Kraftig nederbörd, alla dagar	$\geq 15 \text{ mm nb}/3 \text{ dagar}$

TAPM-modellen inkluderar bl a topografi, lokalklimat och markanvändning vid beräkningarna, se vidare bilaga 6. Modellen genererar själv nödvändiga meteorologiska indata. Beräkningarna har utförts för ett s k meteorologiskt typår (typiskt väder) för att erhålla ett så representativt resultat som möjligt. Vid beräkning av de framtida scenarierna (år 2018 och 2030) har hänsyn inte tagits till eventuella framtida väderförändringar.

Vid spridningsberäkningar av emissioner till luft från punktkällor (t ex plymer från skorstenar) där halter i källans direkta närområde skall beräknas, inkluderas ofta även högre byggnader i syfte att beräkna en s k lävirvel som bildas bakom t ex större hus. Denna virvel kan orsaka ett tidigare ned sug av skorstensplymer till markplan än vad som skulle ha skett utan huset. Om byggnader inte tas med i beräkningarna kan detta leda till att rökplymen inte lika effektivt blandas ned nära källan. Detta kan i sin tur leda till en viss underskattning av halten i källans direkta närområde samtidigt som en viss överskattning kan ske på längre avstånd, ofta maximalt några 100 meter. Exkludering av byggnader bedöms därför inte ha någon större inverkan på haltnivåer något 100-tal meter från källan.

Vid tiden för denna utredning var det alltför osäkert var inom området olika byggnader skulle placeras. Den enda byggnad som är inkluderad i beräkningarna för anläggningarna är därför ventilationstornet (vilket även utgör en källa, eftersom emissioner från undermarkstransporter leds ut via schakt och ventilationstorn).

#### **4.4.1 Förutsättningar**

Beräkningarna med TAPM-modellen har genomförts med en gridupplösning (d v s storlek på beräkningsrutor) på 100×100 m, för lokaliseringsförslaget vid Forsmark med emissioner från dels byggetapp 2 (år 2018) och dels driftsskedet (år 2030). I Forsmark ingår endast emissioner från slutförvarsanläggningen då huvudalternativet är att inkapslingsanläggningen skall placeras invid Clab även om slutförvaret kommer att läggas vid Forsmark. Beräkningarna för Forsmark har gjorts som två delberäkningar, en för emissioner från aktiviteter kopplade till slutförvaringen och en för emissioner från transporter till och från Inkapslingsanläggningen med Clab i Oskarshamn.

Resultaten presenteras i form av haltkartor innefattande beräknade haltbidrag för respektive scenario i form av årsmedelvärde av NO<sub>2</sub> och partiklar, som 98-percentiler för dygns- och timmedelvärden under ett år för kväveoxider, 90-percentil och 98-percentiler för dygnsmedelvärden avseende partiklar samt depositionsbidrag under ett år för kväve.

Detaljerade beräkningar runt vägen genom Norrskedika har genomförts med Miskam-modellen, med en gridupplösning på 10×10 m.

Validering av TAPM-modellen /Haeger-Eugensson et al. 2007/ visar att osäkerheten är mellan 5–15 % beroende på parameter. Osäkerheten i modeller bestäms av noggrannheten i emissioner, modellens förmåga att återge bl a en för spridningen relevant tredimensionell meteorologi samt de kemiska processerna.

## 5 Nulägesbeskrivning

### 5.1 Dagens luftkvalitet

Befintliga uppmätta och beräknade luftföroreningshalter samt deposition /[www.ivl.se/miljo/](http://www.ivl.se/miljo/) har använts som underlag när slutförvarssystemets bidrag till de totala föroreningsnivåerna har bedömts. Mätningar av föroreningar i luft utförs över hela landet både i bakgrundsmiljö och i tätorter. Mätningar görs dock inte på alla platser, men genom att utnyttja befintliga data kan man ofta dra slutsatser om situationen i områden där mätningar saknas.

Mätningar av föroreningshalter i luft saknas i Forsmark. Utifrån befintliga haltdata i regionen ([www.ivl.se/miljo/](http://www.ivl.se/miljo/)) har regionala bakgrundshalter för NO<sub>2</sub> och PM<sub>10</sub> uppskattats (tabell 5-1). Det finns inga prognoser för framtida halter i luft varför dagens haltnivåer har använts som bakgrundsbelastning i prognoserna för framtidens situation. En orsak till de höga bakgrundshalten är intransporten av finare partiklar från kontinenten. De kommer främst från Europa och bildas genom förbränning. En del partiklar bildas direkt vid källan, men den större delen av de partiklar som når Sverige bildas sekundärt genom kondensation av gaser direkt vid källan eller genom sammanslagningar och reaktioner i luften. Valet att använda dagens bakgrundsbelastning i prognoserna för framtida situation är sannolikt en överskattning eftersom planerade emissionsbegränsande åtgärder i Europa bör resultera i en generell haltsänkning.

Luftföroreningar deponeras till mark och vegetation via olika processer. Gaser kan tas upp direkt av växter eller adsorberas på olika ytor som t ex blad, stammar eller föremål. Även partiklar avsätts direkt på marken, växter eller föremål. Denna typ av deposition kallas torrdeposition. Gaser och partiklar kan också tvättas ur atmosfären med nederbörden, s k våtdeposition. Totaldepositionen av kväve kring Forsmark presenteras i tabell 5-2 ([www.ivl.se/miljo/](http://www.ivl.se/miljo/)).

### 5.2 Dagens koldioxidutsläpp

Idag (år 2004) ligger koldioxidutsläpp i länet på 1,2 miljoner ton/år /Länsstyrelsen Uppsala Län 2006/. Koldioxidutsläppen har minskat i länet sedan 1990, främst till följd av uppvärmningssektorn omställningsarbete, men motverkas av att koldioxidutsläppen från trafiken ökar. Länet utveckling är bättre än den nationella utvecklingen när det gäller minskning av växthusgaser.

**Tabell 5-1. Sammanställning av uppskattade regionala bakgrundshalter vid Forsmark.**

Lokalisering	NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )			PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )		
	Årsmedel	98 %-il dygn	98 %-il tim	Årsmedel	90 %-il dygn	98 %-il dygn
Forsmark	2	8 <sup>1)</sup>	– <sup>2)</sup>	12	19	30

<sup>1)</sup> 98 %-il i regional bakgrund är uppskattad baserad på aktuella förhållanden mellan årsmedelvärden och 98 %-il dygn på Råö.

<sup>2)</sup> Mätningar på timbasis saknas på bakgrundluft i Sverige.

**Tabell 5-2. Totaldeposition (torr + våt) av nitrat-kväve och ammonium-kväve vid Forsmark.**

Lokalisering	Kväve (g/m <sup>2</sup> ) år
Forsmark	0,6

## 6 Framtida emissioner

### 6.1 Transporter

Utifrån förutsättningarna redovisade i kapitel 4.2.1 samt emissionsfaktorberäkningar redovisade i bilaga 8 har emissionsberäkningar samt beräkningar av bränsleförbrukning (FC) genomförts. Dessa presenteras i tabell 6-1 till 6-5. Emissionerna anges för kväveoxider (NO<sub>x</sub>), kolmonoxid (CO), kolväten (HC), avgaspartiklar (PM<sub>avg</sub>), resuspensionspartiklar (PM<sub>res</sub>) och koldioxid (CO<sub>2</sub>). Intensiteten på verksamheten kommer att påverka emissionerna. 2015 speglar ett år med lägre intensitet och år 2018 ett år med högre intensitet. Under driftskedet förväntas inte lika stora variationer i trafikarbetet, men emissionerna kommer ändå att förändras över tiden då utvecklingen av motorer och bränslen kan förväntas öka. Med internt menas trafik och arbetsmaskiner inom området. Externt syftar på trafiken genererad inom 25 km från anläggningen.

**Tabell 6-1. Emissioner från transporter för slutförvar i Forsmark (ton per år).**

		2015	2018	2030	2075
NO <sub>x</sub>	Internt	0,220	0,256	0,244	0,185
	Externt	3,37	3,87	0,413	0,269
	<b>Summa</b>	<b>3,59</b>	<b>4,13</b>	<b>0,657</b>	<b>0,453</b>
CO	Internt	0,558	0,628	0,474	0,731
	Externt	1,41	1,85	0,362	0,179
	<b>Summa</b>	<b>1,96</b>	<b>2,48</b>	<b>0,836</b>	<b>0,910</b>
HC	Internt	0,0826	0,0884	0,0615	0,0900
	Externt	0,201	0,268	0,0396	0,0204
	<b>Summa</b>	<b>0,283</b>	<b>0,357</b>	<b>0,101</b>	<b>0,110</b>
PM <sub>avg</sub>	Internt	0,0108	0,0118	0,00843	0,0112
	Externt	0,0613	0,0674	0,00464	0,00401
	<b>Summa</b>	<b>0,0721</b>	<b>0,0792</b>	<b>0,0131</b>	<b>0,0152</b>
PM <sub>res</sub>	Externt	2,38	3,85	2,10	0,970
FC	Internt	99,0	107	83,2	115
	Externt	299	434	260	133
	<b>Summa</b>	<b>398</b>	<b>541</b>	<b>343</b>	<b>248</b>
CO <sub>2</sub>	Internt	310	335	260	359
	Externt	929	1350	803	413
	<b>Summa</b>	<b>1 240</b>	<b>1 680</b>	<b>1 060</b>	<b>772</b>

**Tabell 6-2. Emissioner från transporter för inkapslingsanläggningen (ton per år).**

		2015	2018	2030	2075
NO <sub>x</sub>	Internt	0,0847	0,0850		
	Externt	1,70	0,724	0,0561	0,0312
	<b>Summa</b>	<b>1,79</b>	<b>0,809</b>	<b>0,0561</b>	<b>0,0312</b>
CO	Internt	0,217	0,217		
	Externt	0,391	0,152	0,0394	0,0173
	<b>Summa</b>	<b>0,608</b>	<b>0,369</b>	<b>0,0394</b>	<b>0,0173</b>
HC	Internt	0,0295	0,0295		
	Externt	0,0709	0,0283	0,00399	0,00164
	<b>Summa</b>	<b>0,100</b>	<b>0,0578</b>	<b>0,00399</b>	<b>0,00164</b>
PM <sub>avg</sub>	Internt	0,00345	0,00345		
	Externt	0,0301	0,0121	0,000395	0,00018
	<b>Summa</b>	<b>0,0336</b>	<b>0,0156</b>	<b>0,000395</b>	<b>0,00018</b>
PM <sub>res</sub>	Externt	0,596	0,298	0,241	0,110
FC	Internt	35,9	35,9		
	Externt	104	50,8	33,8	17,5
	<b>Summa</b>	<b>140</b>	<b>86,8</b>	<b>33,8</b>	<b>17,5</b>
CO <sub>2</sub>	Internt	112	112		
	Externt	327	160	105	54,7
	<b>Summa</b>	<b>439</b>	<b>272</b>	<b>105</b>	<b>54,7</b>

**Tabell 6-3. Emissioner från transporter för mellanlagret Clab (ton per år).**

		2015	2018	2030	2075
NO <sub>x</sub>	Externt	0,194	0,166	0,0376	0,0376
CO	Externt	0,104	0,0860	0,0320	0,0320
HC	Externt	0,0136	0,0122	0,00356	0,00356
PM <sub>avg</sub>	Externt	0,00341	0,00274	0,000312	0,000312
PM <sub>res</sub>	Externt	0,187	0,187	0,187	0,187
FC	Externt	20,9	20,1	21,5	21,5
CO <sub>2</sub>	Externt	64,9	62,4	66,2	66,2

**Tabell 6-4. Summering av emissioner från transporter för mellanlagret Clab och inkapslingsanläggningen (ton per år).**

		2015	2018	2030	2075
NO <sub>x</sub>	Summa	1,98	0,975	0,0937	0,0688
CO	Summa	0,712	0,455	0,0713	0,0492
HC	Summa	0,114	0,0700	0,00755	0,00520
PM <sub>avg</sub>	Summa	0,0370	0,0183	0,000707	0,000492
PM <sub>res</sub>	Summa	0,783	0,485	0,428	0,296
FC	Summa	161	107	55,3	39,0
CO <sub>2</sub>	Summa	504	334	171	121



**Tabell 6-5. Summering av emissionsdata från transporter för mellanlagret Clab och inkapslingsanläggningen samt slutförvarsanläggningen (ton per år).**

		2015	2018	2030	2075
NO <sub>x</sub>	Summa	5,57	5,10	0,751	0,522
CO	Summa	2,68	2,93	0,908	0,959
HC	Summa	0,397	0,427	0,109	0,116
PM <sub>avg</sub>	Summa	0,109	0,0975	0,0138	0,0157
PM <sub>res</sub>	Summa	3,16	4,33	2,52	1,27
FC	Summa	559	648	398	287
CO <sub>2</sub>	Summa	1 740	2 020	1 230	893

Beräkningar av emissioner i gram per kilometer samt jämförelse med nollalternativ för utvalda år och platser ges i bilaga 4.

Emissioner av NO<sub>x</sub> och PM<sub>10</sub> har beräknats för väg 76 vid Norrskedika där trafikarbetet är som störst och där flera bostäder ligger nära vägen (figur 7-5 och tabell 6-6).

## 6.2 Damning

Beräkningen av damningen från bergupplaget genomfördes i flera steg. Först beräknades emissionsfaktorer för olika väderförutsättningar utifrån mätningar från en befintligt bergupplag med bergkrossverksamhet. Genom att använda lokal meteorologi samt veckodag och applicera ”rätt” emissionsfaktor för respektive dygn (baserad på gruppering i tabell 4-1) har emissionen beräknats för varje dygn för ett helt år. Dessa har därefter använts som indata vid spridningsmodelleringen. Metodiken för beräkningarna beskrivs mer ingående i kapitel 4.3.2. I tabell 6-7 redovisas den beräknade totala emissionen.

**Tabell 6-6. Emissioner från väg 76 vid Norrskedika. PM<sub>10</sub>tot innefattar både partiklar i avgaser och uppvirvlade partiklar från vägbanan.**

(Kg/km år)	NO <sub>x</sub>		PM <sub>10</sub> tot	
	2018	2030	2018	2030
Norrskedika SKB-bidrag	155	16	163	73
Norrskedika utan SKB:s bidrag	760	156	748	840

**Tabell 6-7. Total emission av partiklar (PM<sub>10</sub>) från passiv damning från bergkrossupplag (antagits vara densamma för alla åren).**

Lokalisering av slutförvar	Emission damning (ton/år)
Forsmark	16

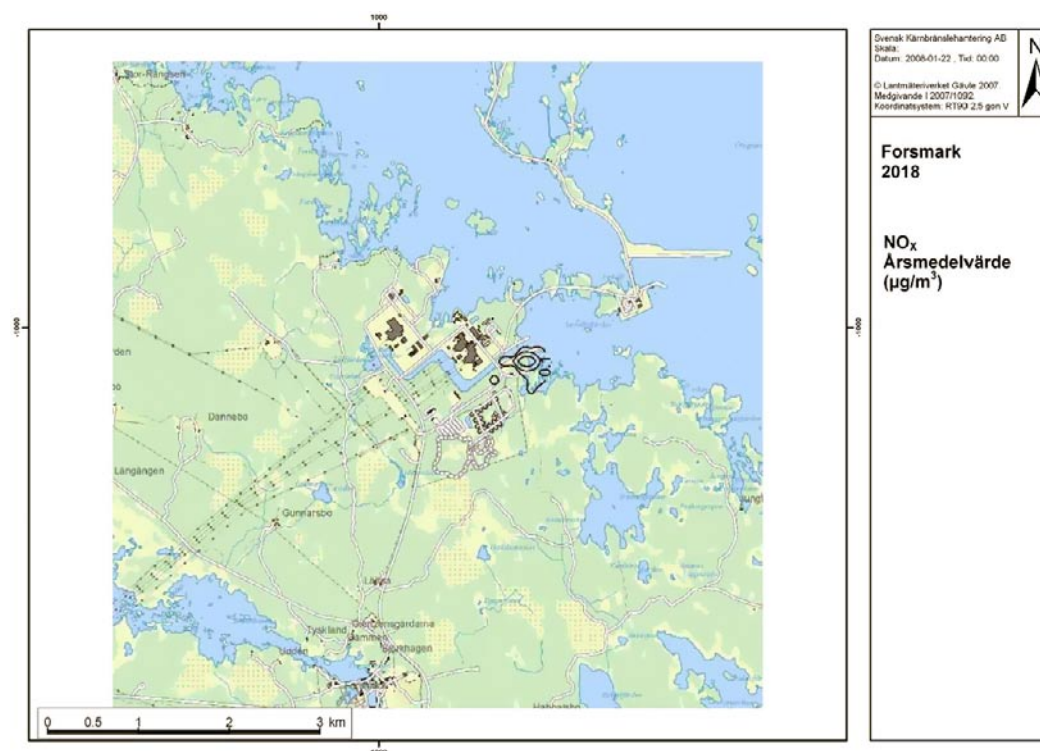
## 7 Framtida haltbidrag till luft

Spridningsberäkningar har genomförts för kväveoxider och partiklar. De emissioner som inkluderats i beräkningarna är interna transporter vid slutförvaringen, ovan och under mark (från anläggningen under mark via ventilationskanal till markytan), samt externa transporter till och från slutförvaret. Beräkningar har även genomförts för mellanlagret Clab och inkapslingsanläggning i Oskarshamn. Allt enligt specifikation i kapitel 4. Haltbidraget från interna transporter inom mellanlagret Clab och inkapslingsanläggningen är så litet att det inte går att redovisa separat i rapporten. De båda delberäkningarna är sammanslagna i en gemensam spridningsberäkning. Beräknade haltbidrag tillsammans med uppskattad bakgrundshalt redovisas i kapitel 8, där de jämförs med berörda bedömningsgrunder. Endast figurer som visar årsmedelhaltbidrag redovisas i det här kapitlet. Alla framtagna figurer (årsmedelhalt, haltbidrag som 90-percentil och 98-percentil) redovisas i bilaga 9.

Det bör observeras att beräknade haltbidrag avser kväveoxider ( $\text{NO}_x$ ), medan miljö kvalitetsnormerna för hälsa avser kvävedioxid ( $\text{NO}_2$ ). Om direkta jämförelser görs av beräknat haltbidrag  $\text{NO}_x$  från slutförvarssystemet och miljö kvalitetsnormerna avseende  $\text{NO}_2$  innebär det en viss överskattning av SKB:s haltbidrag. I utsläppen föreligger merparten av kväveoxiderna som kvävemoxid ( $\text{NO}$ ), men dessa oxideras succesivt till  $\text{NO}_2$ .

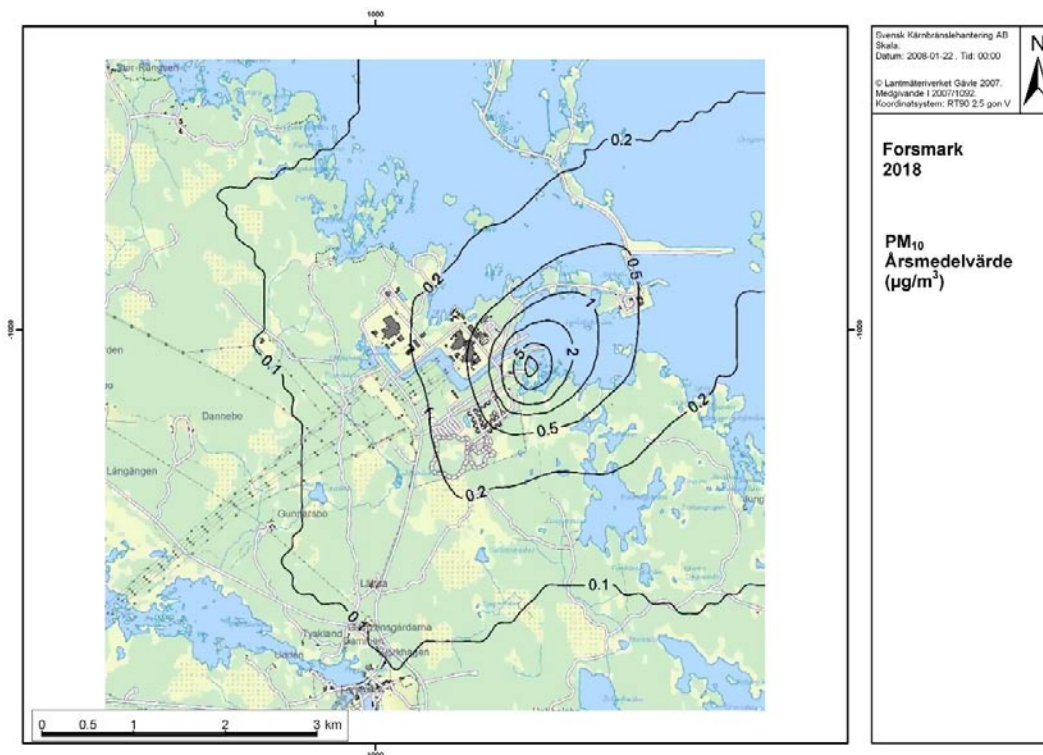
### 7.1 Haltbidrag år 2018 (byggetapp 2)

Beräknade haltbidrag av  $\text{NO}_x$  och  $\text{PM}_{10}$  som årsmedelvärde från den planerade anläggningen presenteras i figur 7-1 respektive 7-2.



**Figur 7-1.** Haltbidrag år 2018 som årsmedelvärde av  $\text{NO}_x$  vid Forsmark. Isolinjerna representerar 0,1; 0,2 och 0,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . (MKN 40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  och delmål 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , båda årsmedelhalt  $\text{NO}_2$ .)

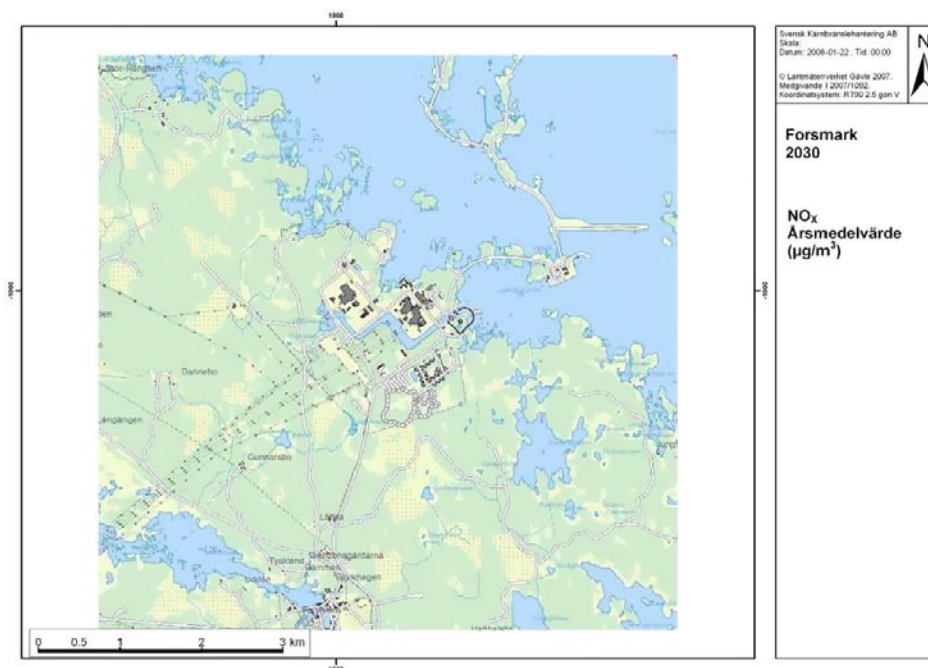




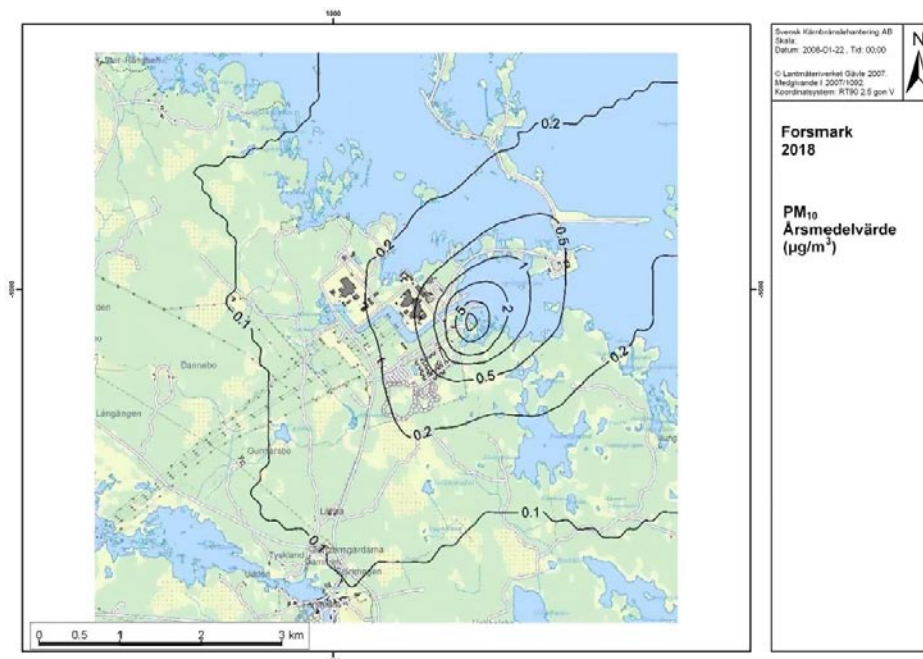
**Figur 7-2.** Haltbidrag år 2018 som årsmedelvärde av PM<sub>10</sub> vid Forsmark. Isolinjerna representerar 0,1; 0,2; 0,5; 1,0; 2,0; 5,0 och 8 µg/m<sup>3</sup>. (MKN 40 µg/m<sup>3</sup>, delmål 20 µg/m<sup>3</sup>, generationsmål 15 µg/m<sup>3</sup>, årsmedelhalt PM<sub>10</sub>.)

## 7.2 Haltbidrag år 2030 (driftsskede)

Beräknade haltbidrag av NO<sub>x</sub> och PM<sub>10</sub> från den planerade anläggningen presenteras i figur 7-3 respektive figur 7-4.



**Figur 7-3.** Haltbidrag år 2030 som årsmedelvärde av NO<sub>x</sub> vid Forsmark. Isolinjerna representerar 0,1 och 0,5 µg/m<sup>3</sup>. (MKN 40 µg/m<sup>3</sup> och delmål 20 µg/m<sup>3</sup>, båda årsmedelhalt NO<sub>2</sub>.)



**Figur 7-4.** Haltbidrag år 2030 som årsmedelvärde av PM<sub>10</sub> vid Forsmark. Isolinjerna representerar 0,1; 0,2; 0,5; 1,0; 2,0; 5,0 och 10 µg/m<sup>3</sup>. (MKN 40 µg/m<sup>3</sup>, delmål 20 µg/m<sup>3</sup>, generationsmål 15 µg/m<sup>3</sup>, årsmedelhalt PM<sub>10</sub>.)

### 7.3 Haltbidrag längs vägavsnitt

Detaljerade beräkningar av haltbidrag i närheten av vägen har genomförts för väg 76 i Norrskedika (figur 7-5). Området är valt av SKB då det ligger flera bostäder nära vägen samtidigt som trafikarbetet är högt till följd av slutförvarets verksamhet.

Miskam-modellen har använts för att beräkna spridningen av emissionerna för trafiken till och från den planerade anläggningen samt för den idag rådande situationen (figur 7-6 t o m. figur 7-9). Spridningsberäkningar har genomförts för hela slutförvarssystemet (transporterna är specificerade i kapitel 4.2. och 6.1.).

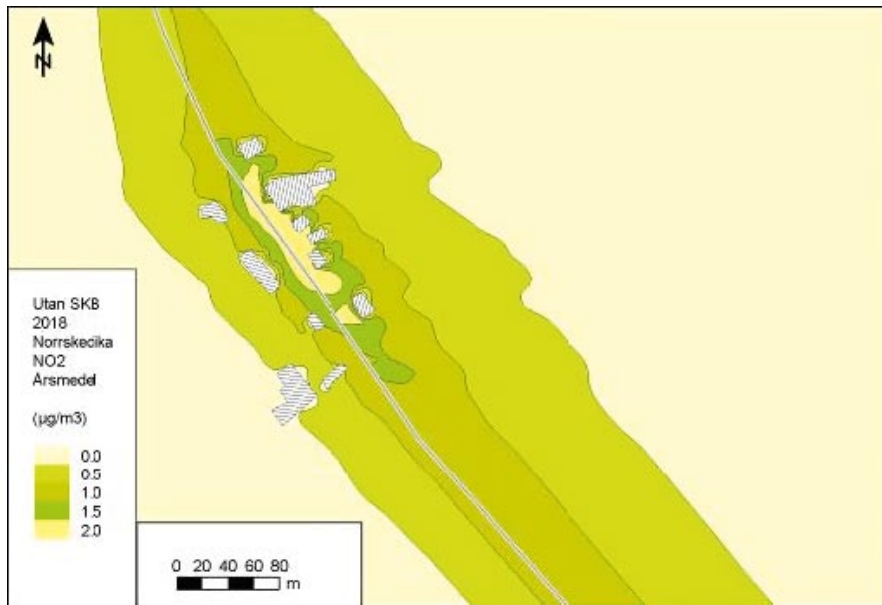
För att kunna jämföra beräknade halter med miljökvalitetsnormer och miljömål har haltbidrag avlästs i en punkt som representerar den halt som de boende utsätts för. Sammanställning och jämförelser görs i kapitel 8.1.2.



**Figur 7-5.** Lokalisering av specialberäkningen i Norrskedika. Röd ruta motsvarar beräkningsområdet. Pilen visar var haltbidrag avlästs.

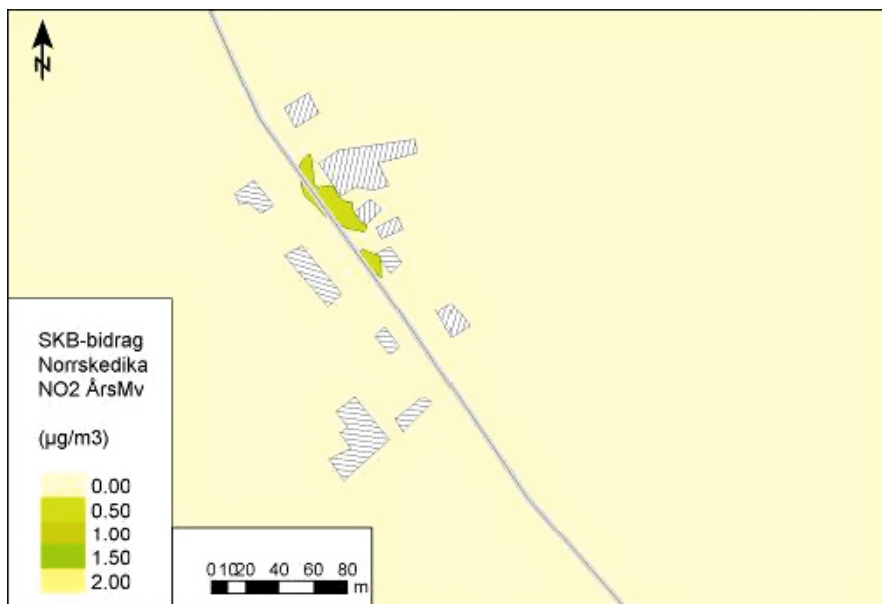
År 2018 – NO<sub>2</sub> utan SKB (nollalternativ)

Årsmedel



2018 – NO<sub>2</sub> SKB-bidrag

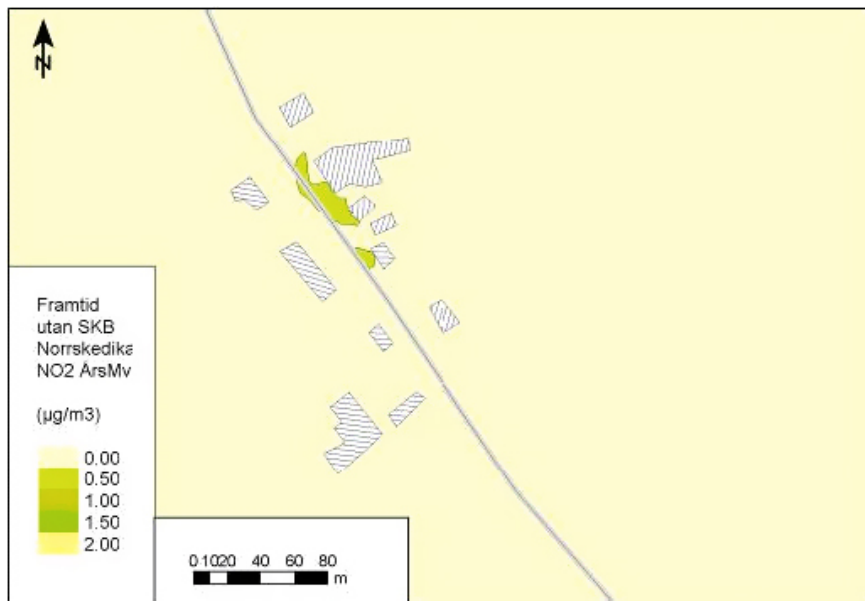
Årsmedel



**Figur 7-6.** Beräkning av haltbidraget av NO<sub>2</sub> vid Norrskedika år 2018 dels för transporter utan SKB (övre bilden) dels från SKB:s transporter (nedre bilden). (MKN 40 µg/m<sup>3</sup> och delmål 20 µg/m<sup>3</sup>, båda årsmedelhalt NO<sub>2</sub>.)

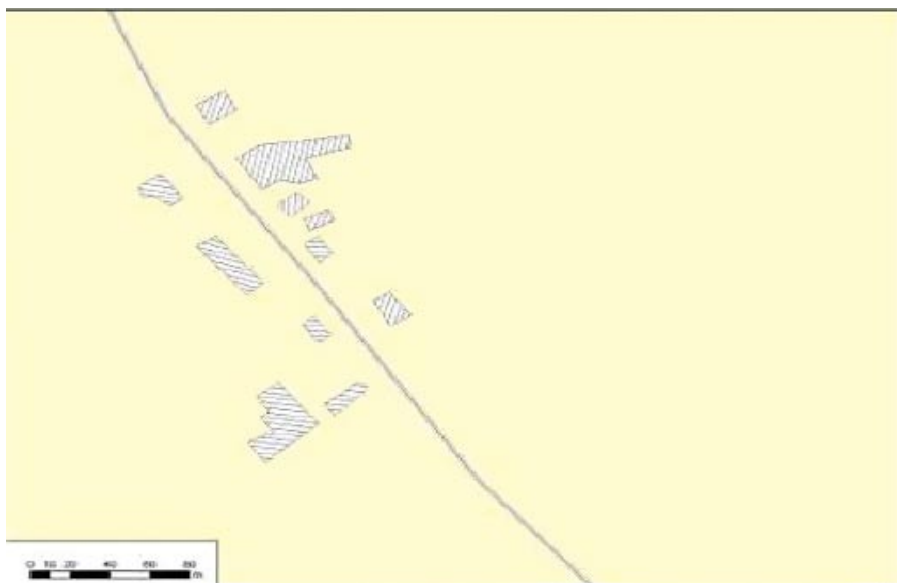
År 2030 – NO<sub>2</sub> utan SKB:s bidrag (nollalternativ)

Årsmedel



År 2030 – NO<sub>2</sub> SKB-bidrag

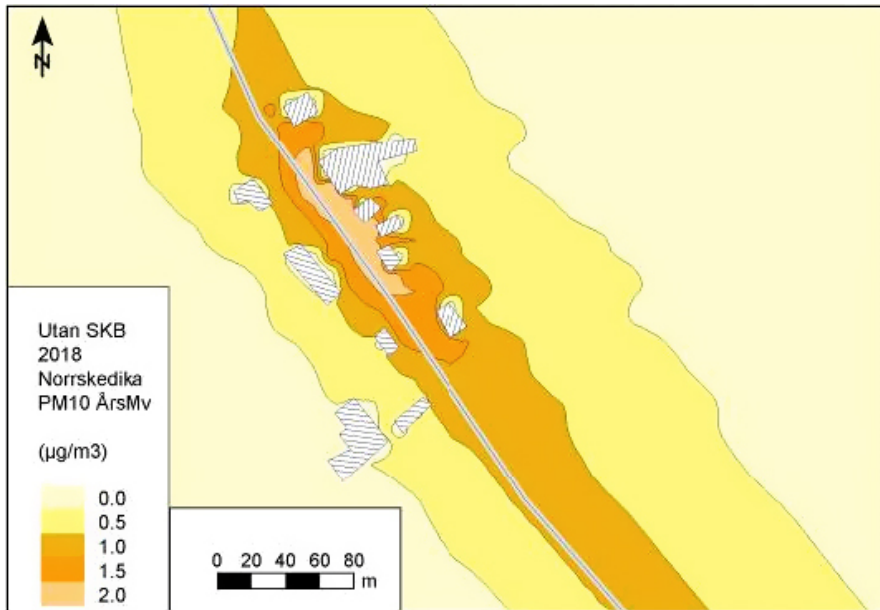
Årsmedel



**Figur 7-7.** Beräkning av haltbidraget av NO<sub>2</sub> vid Norrskedika år 2030 dels utan SKB:s bidrag (övre bilden) dels från SKB:s transporter (nedre bilden). OBS andra färger på haltklasser jämför med år 2018. (MKN 40 µg/m<sup>3</sup> och delmål 20 µg/m<sup>3</sup>, båda årsmedelhalt NO<sub>2</sub>.)

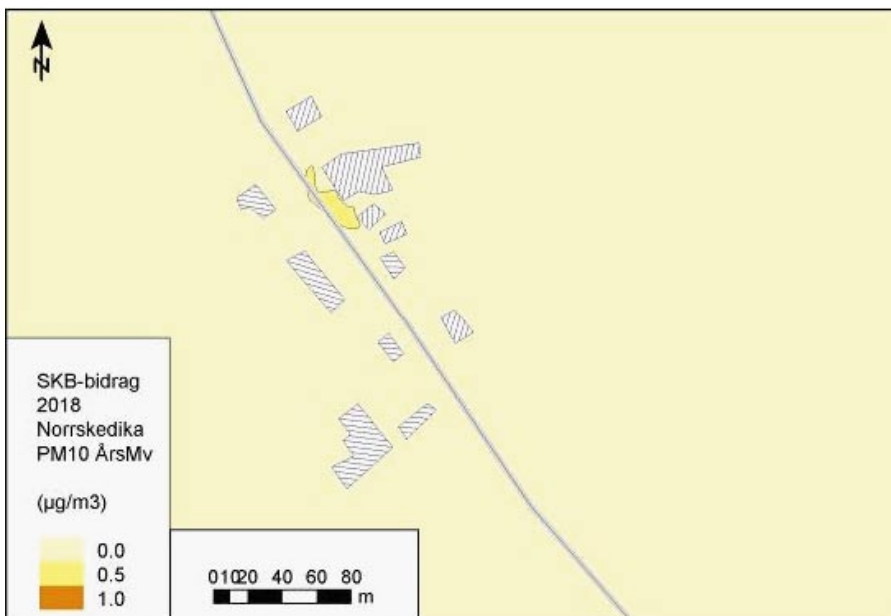
År 2018 – PM<sub>10</sub> utan SKB (nollalternativ)

Årsmedel



År 2018 – PM<sub>10</sub> SKB-bidrag

Årsmedel

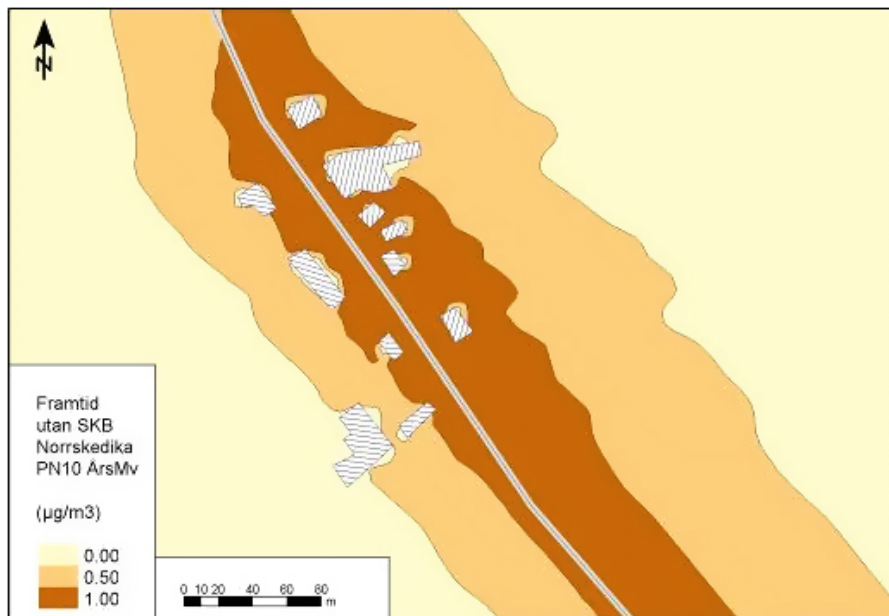


**Figur 7-8.** Beräkning av haltbidraget av PM<sub>10</sub> inklusive resuspension vid Norrskedika år 2018 dels utan SKB:s transporter (övre bilden) dels från SKB:s transporter (nedre bilden). (MKN 40 µg/m<sup>3</sup>, delmål 20 µg/m<sup>3</sup>, generationsmål 15 µg/m<sup>3</sup>, årsmedelhalt PM<sub>10</sub>.)



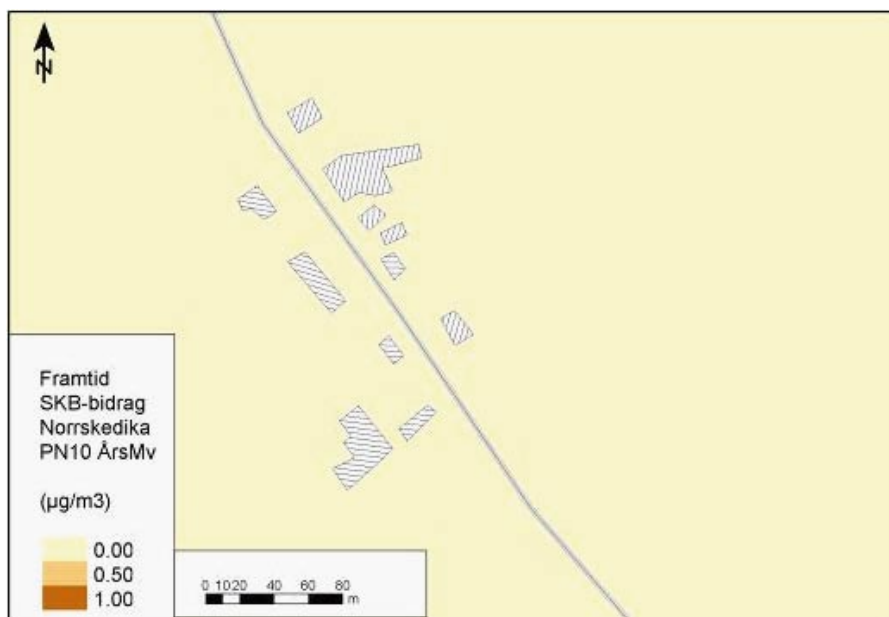
År 2030 – PM<sub>10</sub> utan SKB:s bidrag (nollalternativ)

Årsmedel



2030 – PM<sub>10</sub> SKB-bidrag

Årsmedel



**Figur 7-9.** Beräkning av haltbidraget av PM<sub>10</sub> inklusive resuspension vid Norrskedika år 2030 dels utan SKB:s bidrag (övre bilden) dels från SKB:s transporter (nedre bilden). OBS andra färger på haltklasser jämfört med år 2018. (MKN 40 µg/m<sup>3</sup>, delmål 20 µg/m<sup>3</sup>, generationsmål 15 µg/m<sup>3</sup>, årsmedelhalt PM<sub>10</sub>.)

## 7.4 Exponeringsrisk

Beräkningar visar att 12 permanentbostäder och 7 fritidsbostäder kommer att utsättas för ökade partikelhalter orsakade av slutförvarets verksamhet under byggetapp 2 (år 2018) och driftsskedet (år 2030). Bidraget kommer som högst att bli 0,3  $\mu\text{g PM}_{10}/\text{m}^3$  (tabell 7-1).

**Tabell 7-1. Beräkning av antal bostäder som kan beröras av ökade partikelhalter till följd av slutförvarets verksamhet (baserat på spridningsberäknade haltbidrag av  $\text{PM}_{10}$ ).**

Haltgräns $\text{PM}_{10}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ årsmedelvärde)	Antal permanentbostäder	Antal fritidshus
0,1–0,2	11	7
0,2–0,3	1	0

## 8 Miljökonsekvenser

### 8.1 Jämförelse med miljö kvalitetsnormer och miljömål

Här ställs beräknade haltbidrag för kvävedioxid och partiklar i relation till uppmätta och uppskattade halter i luft samt jämförs med miljö kvalitetsnormer och berörda miljömål. Beräknade emissionsbidrag för koldioxid ställs i relation till dagens utsläpp och berörda miljömål. Se bedömningsgrunder i kapitel 3.3.

#### 8.1.1 Slutförvarsanläggningen

Beräknade halter av kvävedioxid och partiklar redovisas i närheten av Lättsa ( $x=66\ 98\ 170$ ,  $y=16\ 29\ 044$ ) som är beläget söder om det planerade etableringsområdet. I tabell 8-1 jämförs haltbidragen av kvävedioxid med uppskattade regionala bakgrundshalter samt miljö kvalitetsnormer och delmål. Det framgår av tabell 8-1 att halten i luft i omgivningarna runt Forsmark är låg, ca  $2\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  som årsmedelvärde och ca  $8\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  som uppskattad 98 %-il för dygnsmedelvärde.

Beräknade haltbidrag av kvävedioxid vid Lättsa för båda beräkningsalternativen, åren 2018 respektive 2030, är mycket låga,  $< 0,1\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  både som årsmedelvärde och 98-percentiler för dygns- och timmedelvärden under ett år. Haltbidragen utgör därmed mindre än 5 % respektive 1 % av den totala halten. Vid jämförelse med MKN respektive miljömålet för årsmedelhalten av  $\text{NO}_2$  framgår att totalhalten är 5 % av MKN och 10 % av miljömålet. Det bedöms därför inte föreligga någon risk för att verksamheten enligt beräkningsalternativen åren 2018 och 2030 skall orsaka några överskridanden av vare sig MKN eller delmål i omgivningarna runt Forsmark.

I tabell 8-2 jämförs beräkande haltbidrag av  $\text{PM}_{10}$  med uppskattade regionala bakgrundshalter samt gällande miljö kvalitetsnormer och miljömål. Vid Lättsa är beräknade haltbidrag av  $\text{PM}_{10}$   $0,1\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  som årsmedelvärde,  $0,1\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  som 90-percentil för dygnsmedelvärden och  $0,7\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  som 98-percentil för dygnsmedelvärden under ett år i båda beräkningsalternativen, åren 2018 och 2030. Haltbidragen utgör mindre än 1 % av den totala uppskattade haltnivån. Det bedöms därmed inte föreligga någon risk för att vare sig MKN eller delmål kommer att överskridas. Den uppmätta bakgrundshalten tangerar den övre utvärderingströskeln för 98-percentilen för dygnsmedelvärden vilket medför att det finns risk att denna överskrids i omgivningarna runt Forsmark.

Däremot finns det en liten risk för att generationsmålet för partiklar som årsmedelhalt på  $15\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  kan överskridas eftersom redan uppskattad bakgrundshalt är på  $12\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Beräknat haltbidrag (vid Lättsa) från verksamheten utgör dock mindre än 1 % av bakgrundshalten.

**Tabell 8-1. Beräknade haltbidrag av  $\text{NO}_2$  för anläggningen vid Forsmark avläst vid Lättsa, samt uppskattade bakgrundshalter jämfört med MKN och delmål.**

$\text{NO}_2$ Lättsa ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Bakgrundshalt	SKB 2018	Total 2018	SKB 2030	Total 2030	MKN/delmål
Årsmedelhalt	Ca 2	$< 0,1$	Ca 2	$< 0,1$	Ca 2	40/20
98 % dygn	Ca 8*	$< 0,1$	Ca 8	$< 0,1$	Ca 8	60/-
98 % timme	-	$< 0,1$	-	$< 0,1$	-	90/60

\* 98 %-il i regional bakgrund är uppskattad baserad på aktuella förhållanden mellan årsmedelvärden och 98 %-il dygn på Råö.



**Tabell 8-2. Beräknade haltbidrag av PM<sub>10</sub> för anläggningen vid Forsmark avläst vid Lättsa, jämfört med uppskattade bakgrundshalter, MKN, samt del- och generationsmål.**

PM <sub>10</sub> Lättsa (µg/m <sup>3</sup> )	Bakgrundshalt	2018 – Lättsa	Total 2018	2030 – Lättsa	Total 2030	MKN/delmål/ generationsmål
Årsmedelhalt	Ca 12	0,1	Ca 12	0,1	Ca 12	40/20/15
90 % dygn	Ca 19	0,1	Ca 19	0,1	Ca 19	50/35/30
98 % dygn	Ca 30	0,7	Ca 31	0,7	Ca 31	301/–/–

<sup>1)</sup> Övre utvärderingströskel för PM<sub>10</sub>.

**Tabell 8-3. Beräknade emissioner av CO<sub>2</sub> från transporter för slutförvar, mellanlagret Clab och inkapslingsanläggningen, samt Uppsala läns nuvarande utsläpp jämfört med miljömål (koldioxidekvivalenter).**

	Nuläge Uppsala	År 2015 SKB bidrag	År 2018 SKB bidrag	År 2030 SKB bidrag	År 2075 SKB bidrag	Delmål/ generationsmål
Koldioxid kton/år	1 460	1,7	2,0	1,2	0,9	1 824/1 330

De totala emissionerna av koldioxid från transporter för slutförvarsanläggningen i Forsmark, inkl. mellanlagret Clab och inkapslingsanläggningen i Oskarshamn, beräknas bli högst år 2018 med 2020 ton per år för att därefter minska till 893 ton per år 2075. Det skall jämföras med 2004 års koldioxidutsläpp i länet på 1,2 miljoner ton /Länsstyrelsen Uppsala Län 2006/. Den troliga övergången till nya bränslen kommer medföra att det koldioxid som släpps ut i framtiden i mindre grad kommer att komma från fossila källor. Länsstyrelsen i Uppsala räknar med att uppnå det nationella (tillika regionala) delmålet under perioden 2008 till 2012 då länets utveckling är bättre än den nationella utvecklingen. Det långsiktiga målet väntas uppnås om exempelvis den fossila bränsletillförseln minskar och ersätts av alternativa bränslen. Planerad verksamhet kommer att motverka nationella och regionala mål om begränsad klimatpåverkan. Bidraget är dock försumbart vid en bedömning av den globala klimatpåverkan.

### 8.1.2 Längs vägavsnitt

Resultaten från specialberäkningarna längs ett vägavsnitt vid Norrskedika (väg 76) för år 2018 har sammanställts i Tabell 8-4, dels som haltbidrag från trafik utan SKB:s bidrag, dels haltbidrag från trafik genererad från SKB:s verksamhet samt som totalhalt, d v s båda bidragen plus tillskott från regional bakgrundshalt (tabell 5-1). Totalhalter jämförs med MKN samt del- och generationsmål. Eftersom man inte vet nivån på framtida regionala bakgrundshalter har dagens haltnivåer använts, även om dessa sannolikt är överskattade.

I tabell 8-4 redovisas haltbidragen vid sidan av vägen dels för dagens situation dels för SKB:s bidrag samt totalt inklusive tillskott av de regionala bakgrundshalterna (tabell 5-1). Beräknat haltbidrag av NO<sub>2</sub> år 2018 från transporter till och från SKB utgör ca 5 % av den uppskattade totala halten vid Norrskedika baserat på årsmedelvärdet och ca 3 % av 98 %-ilen för dygnsmedelvärdet. Den totala halten av NO<sub>2</sub> som årsmedelvärde uppgår till ca 4,6 µg/m<sup>3</sup>, vilket skall jämföras med MKN på 40 µg/m<sup>3</sup> respektive delmål på 20 µg/m<sup>3</sup>. Totalhalten är därmed drygt 11 % av gränsen för MKN och 23 % av delmålet. Motsvarande jämförelse för 98-percentilen för dygnsmedelvärde under ett år visar en totalhalt på ca 10 µg/m<sup>3</sup> vilket kan jämföras med MKN på 60 µg/m<sup>3</sup>. Det bedöms således inte föreligga någon risk för att verksamhet enligt beräkningsalternativet år 2018 skall orsaka några överskridanden av miljö kvalitetsnormen vid bostäderna i Norrskedika.

**Tabell 8-4. Beräknade haltbidrag av NO<sub>2</sub> för år 2018, dels bidrag utan SKB, dels SKB:s bidrag samt totalhalt inklusive regional bakgrundshalt (tabell 5-1) jämfört med delmålen.**

NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> ) År 2018	Trafik utan SKB	SKB:s bidrag	Regional bakgrund	Totalhalt	MKN/ delmål
Årsmedel – Norrskedika	2,0	0,25	Ca 2	Ca 5	40/20
98 %-il dygn – Norrskedika	6,0	< 0,5	Ca 8*	Ca 14	60/–
98 %-il timme – Norrskedika	10,0	0,5	–	–	90/60

\* 98 %-il i regional bakgrund är uppskattad baserat på aktuella förhållanden mellan årsmedelvärden och 98 %-il dygn på Råö.

Det finns inget definierat miljömål för 98-percentilen för dygnsmedelvärdet. Det går heller inte att göra någon direkt jämförelse mellan uppskattad halt och MKN/delmål avseende 98-percentilen för timmedelvärdet eftersom det saknas information om bakgrundshalter med timupplösning. Utifrån tidigare framtagna samband mellan årsmedelvärden och olika percentiler kan den regionala bakgrundshalten avseende 98 %-ilen för timmedelvärden av NO<sub>2</sub> uppskattas till mellan 10–12 µg/m<sup>3</sup>, vilket i detta fall skulle ge en totalhalt på mellan 20–24 µg/m<sup>3</sup>. Den totala skattade haltnivån utgör som mest ca 27 % av MKN och 40 % av delmålet. Det bedöms således inte föreligga någon risk att verksamheten enligt beräkningsalternativ år 2018 skall orsaka några överskridanden av vare sig MKN eller delmålet vid bostäderna i Norrskedika.

I tabell 8-5 presenteras haltbidraget av NO<sub>2</sub> för beräkningsalternativet år 2030. Här utgör beräknat haltbidrag, både på års- och dygnsbas, från transporter till och från SKB en mycket liten andel av den totala uppskattade NO<sub>2</sub>-halten vid Norrskedika.

Det bedöms inte föreligga någon risk för att verksamheten enligt beräkningsalternativ år 2030 skall orsaka några överskridanden av miljömålet vid bostäderna i Norrskedika. Den totala halten på drygt 2 µg/m<sup>3</sup> som årsmedelhalt jämförs med miljömålet på 20 µg/m<sup>3</sup> och utgör 11 % av detta. Baserat på ovanstående uppskattning av den regionala bakgrundshalten för 98-percentilen för timme blir denna ca 12 µg/m<sup>3</sup> vilket ger en totalhalt på 14 µg/m<sup>3</sup>. Vid jämförelse utgör denna ca 23 % av motsvarande delmål. Eftersom det inte finns något delmål definierat för 98-percentilen för dygn har ingen sådan jämförelse varit möjlig.

I tabell 8-6 presenteras haltbidraget av PM<sub>10</sub> för beräkningsalternativet år 2018. Här framgår att beräknat haltbidrag av PM<sub>10</sub> år 2018 från transporter till och från SKB utgör ca 2 % av den uppskattade totala halten vid Norrskedika avseende såväl årsmedelvärdet som 90 %-ilen för dygnsmedelvärdet. Den totala halten av partiklar utgör drygt 30 % av MKN för årsmedelhalt och drygt 40 % av MKN för dygnsmedelhalt under ett år.

Det bedöms inte föreligga någon risk för att verksamheten enligt beräkningsalternativet år 2018 skall orsaka några överskridanden av miljö kvalitetsnormen vid bostäderna i Norrskedika. Däremot överskrider den totala halten som 98-percentilen för dygnsmedelhalter under ett år den övre utvärderingströskeln redan som regional bakgrundshalt.

**Tabell 8-5. Beräknade haltbidrag av NO<sub>2</sub> för år 2030, dels bidrag utan SKB, dels SKB:s bidrag samt totalhalt inklusive regional bakgrundshalt (tabell 5-1) jämfört med delmålen.**

NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> ) År 2030	Trafik utan SKB	SKB- bidrag	Regional bakgrund	Totalhalt	Delmål
Årsmedel – Norrskedika	< 0,5	< 0,1	Ca 2	Ca 2	20
98 %-il dygn – Norrskedika	1,0	< 0,25	8*	Ca 9	–
98 %-il timme – Norrskedika	2,0	< 0,25	–	–	60

\*98 %-il i regional bakgrund är uppskattad baserat på aktuella förhållanden mellan årsmedelvärden och 98 %-il dygn på Råö.

**Tabell 8-6. Beräknat haltbidrag av PM<sub>10</sub> för år 2018, dels utan SKB:s bidrag, dels SKB:s bidrag samt totalhalt inklusive regional bakgrundshalt (tabell 5-1) jämfört med MKN och miljömål.**

PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> ) År 2018	Trafik utan SKB	SKB-bidrag	Regional bakgrund	Total halt	MKN/ miljömål
Årsmedel – Norrskedika	1,0	0,25	Ca 12	Ca 13	40/20
90 %-il dygn – Norrskedika	6,0	0,5	Ca 19	Ca 25	50/35
98 %-il dygn – Norrskedidka	8,0	1	Ca 30	Ca 38	30*/–

\* 98 %-ilen för timmedelvärdet avser ÖUT (övre utvärderingströskel).

I tabell 8-7 redovisas beräknade haltbidrag av PM<sub>10</sub> för beräkningsalternativet år 2030. Bidraget från transporter till och från SKB utgör, både som års- och 90 respektive 98 %-il för dygnsmedelvärdet, en mycket liten andel av den totala halten vid Norrskedika. Den totala halten på ca 13 µg/m<sup>3</sup> som årsmedelhalt och ca 24 µg/m<sup>3</sup> som 98-percentil för dygnsmedelhalter under ett år skall jämföras med generationsmålet 15 respektive 30 µg/m<sup>3</sup>. Det finns en risk för att generationsmålet för partiklar som årsmedelhalt på 15 µg/m<sup>3</sup> kan överskridas eftersom redan uppmätt bakgrundshalt är på 12 µg/m<sup>3</sup>. Beräknat haltbidrag från verksamheten vid Norrskedika utgör dock mindre än 2 % av bakgrundshalten. Risken för att generationsmålet för dygnsmedelvärdet skall överskridas är lägre än för årsmedhalten.

## 8.2 Jämförelse med kritisk belastning

Utifrån mätningar och beräkningar har depositionen av kväve i bakgrundsområden runt Forsmark uppskattats vara ca 0,6 g/m<sup>2</sup>·år. Den kritiska belastningsgränsen för övergödande kväve till skogsmark beräknas vara ca 0,5–0,6 g/m<sup>2</sup>·år i omgivningarna. För känsliga områden tangeras därmed den kritiska belastningsgränsen redan av bakgrundsdepositionen.

Inom en radie av ca tre kilometer runt den planerade slutförvarsanläggningen i Forsmark samt längs väg 76 mellan slutförvarsanläggningen och Forsmarks bruk finns fyra naturmiljöer av skyddad och klassad karaktär. Tre av naturmiljöerna är Natura 2000-områdena Skallten-Rångsen, Kallriga och Bruksdammen /SKB 2006/. Det fjärde området är Forsmark-Kallrigafjärden som är ett riksintresse för naturvården.

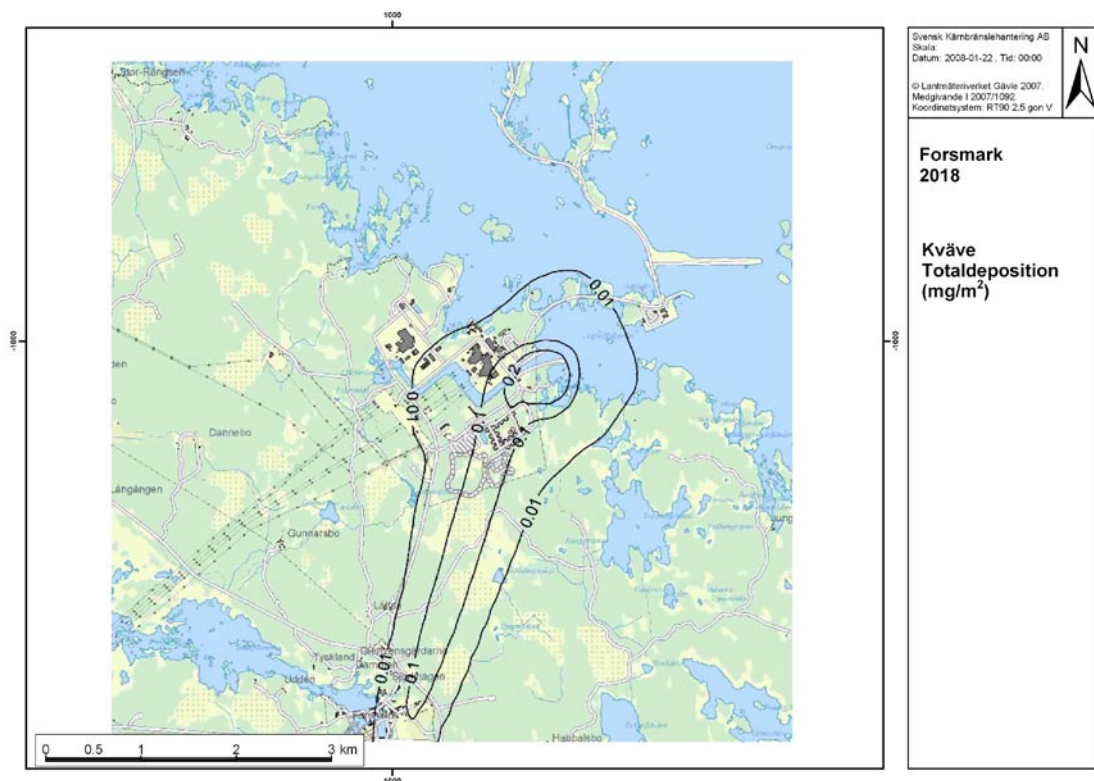
**Tabell 8-7. Beräkande av haltbidrag av PM<sub>10</sub> för år 2030, dels utan SKB:s bidrag, dels SKB:s bidrag samt totalhalt inklusive regional bakgrundshalt (tabell 5-1) jämfört med generationsmålen.**

PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> ) År 2030	Trafik utan SKB	SKB-bidrag	Regional bakgrund	Totalhalt	Generationsmål
Årsmedel – Norrskedika	1,0	< 0,25	12	Ca13	15
90 %-il dygn – Norrskedika	4,0	< 0,5	19	Ca 24	30
98 %-il timme – Norrskedika	6,0	0,5	30	Ca 36	–

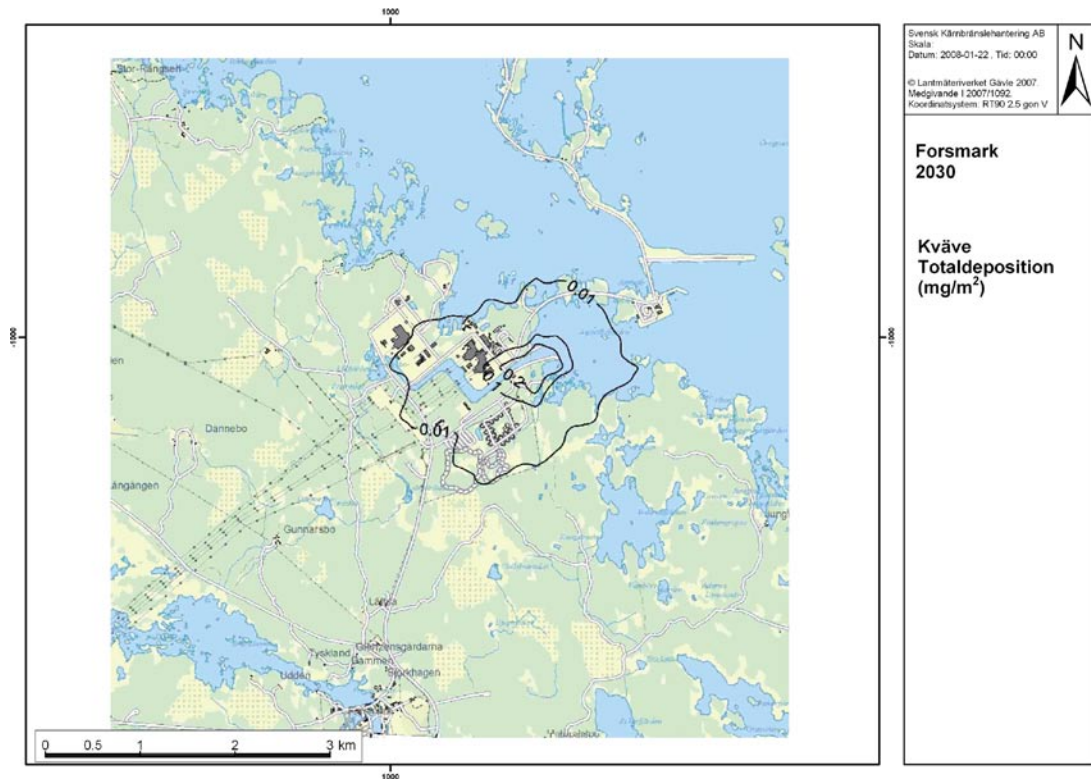
Beräknat depositionsbidrag av kväve från slutförvarsanläggningen i de tre Natura 2000-områdena är  $< 0,00001 \text{ g/m}^2\cdot\text{år}$  i beräkningsalternativen för åren 2018 och 2030. Beräknat bidrag utgör alltså mindre än 0,002 % av bakgrundsdepositionen i Natura 2000-områdena.

Riksintresset Forsmark-Kallrigafjärden täcker in i stort sett hela närområdet runt Forsmarks kärnkraftverk och den planerade slutförvarsanläggningen. I större delen av det område som Forsmark-Kallrigafjärden upptar är beräknat depositionsbidrag 2018  $< 0,00001 \text{ g/m}^2\cdot\text{år}$  och utgör således  $< 0,002 \%$  av bakgrundsdepositionen. Söder om slutförvarsanläggningen, längs väg 76, är beräknat depositionsbidrag något högre,  $0,0001 \text{ g/m}^2\cdot\text{år}$ , vilket är ca 0,02 % av bakgrundsdepositionen. I beräkningsalternativ 2030 är depositionsbidraget från slutförvarsanläggningen till Forsmark-Kallrigafjärden  $< 0,00001 \text{ g/m}^2\cdot\text{år}$ .

Beräknat depositionsbidrag av kväve från slutförvarsanläggningen i de två beräkningsalternativen (år 2018 och 2030) är mycket litet och bedöms inte påverka naturvärdena i de skyddsvärda områdena nämnvärt, se figur 8-1 och 8-2.



**Figur 8-1.** Deposition av kväve från slutförvarsanläggningen år 2018. Isolinjerna representerar 0,01; 0,1 och 0,2 mg/m<sup>2</sup>.



**Figur 8-2.** Deposition av kväve från slutförvarsanläggningen år 2030. Isolinjerna representerar 0,01; 0,1 och 0,2 mg/m<sup>2</sup>.



## 9 Miljömedicinsk bedömning

### 9.1 Hälsoeffekter kvävedioxid och bilavgaser

#### 9.1.1 Korttidsexponering

Det finns ett stort antal studier där människor exponerats för kvävedioxid under kontrollerade former i en exponeringskammare /WHO 2003, 2006/. Studierna har visat att vid exponering för mycket höga halter, som kan förekomma i vissa arbetsmiljöer så som gruvor, ger kvävedioxid en nedsättning av lungfunktionen och en inflammatorisk reaktion i luftrören hos friska försökspersoner. Däremot verkar de halter av kvävedioxid som möjligen kan förekomma i den mest förorenade utomhusluften ( $< 1\ 000\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) endast medföra en liten påverkan på lungfunktionen hos friska försökspersoner liksom hos personer med astma. Dock ses vid halter som kan uppmätas i stadsmiljö med tät trafik ( $200\text{--}500\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) en ökad retbarhet i luftrören för andra faktorer hos personer med astma. En kortvarig exponering för  $\text{NO}_2$  kan förstärka astmareaktion som framkallas av senare inandad allergen hos personer med allergisk astma. En liknande effekt har rapporterats för friska försökspersoner, dock först halter kring  $2\ 000\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Vid epidemiologiska studier får kvävedioxid i utomhusluft ses som en indikator på avgaser /WHO 2003, 2006/. Samband mellan ökad kvävedioxidhalt och sänkt PEF (maximalt utandningsflöde) har bl a redovisats i studier med grupper av astmatiker och andra luftvägskänsliga personer från bl a Danmark, Holland och USA. Sambanden är dock inte lika övertygande som för partiklar. I vissa astmastudier ses samband med symtom och medicinering, men inte med lungfunktion, vilket kan ha med bruket av snabbverkande luftrörsvidgande mediciner att göra.

Det finns studier av astmatiker bl a från Sverige som redovisat samband mellan ökad kvävedioxidhalt (vanligen som dygnsmedelvärde) och försämring av astma, uppkomst av luftvägssymtom och varaktigheten av luftvägssymtom. Det finns dock även flera studier av akuta effekter som använt kvävedioxid som indikator och inte funnit några samband.

Samband mellan kvävedioxid och sjukhusinläggningar eller akutbesök har inte studerats i samma omfattning som sambanden med partiklar som masskoncentration ( $\text{PM}_{10}$  eller  $\text{PM}_{2.5}$ ), och inte alltid med kvävedioxid och partiklar eller kolmonoxid samtidigt inkluderade i analyserna. Oftast ses då kvävedioxid som en indikator på trafikföroreningarna. När man vid studier av inläggningar för lungsjukdom försökt särskilja effekten av kvävedioxid från effekten av partiklar, har man för kvävedioxid vanligtvis funnit en ökning av risken som tycks ligga på ungefär  $0,04\text{--}0,05\%$  ökning av antalet inläggningar per  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ökat dygnsmedelvärde av kvävedioxid utan någon entydig nedre gräns.

Studier som avsett samband mellan partikelhalter och dagligt antal dödsfall har ofta inte samtidigt kontrollerat för sambanden till kvävedioxidhalten. I vissa av dessa studier kan kvävedioxid eller andra avgaskomponenter ändå ha spelat en viss roll för de funna sambanden, särskilt om mycket av partiklarna utgjordes av primära förbränningspartiklar (sot). Inom det europeiska APHEA2-projektet fann man sammantaget för 30 platser  $0,03\text{--}0,04\%$  ökning av dagligt antal dödsfall i andningsorganens sjukdomar per  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ökning av kvävedioxidhalten.

#### 9.1.2 Långtidsexponering och hälsoeffekter

Fast det är uppenbart att astmatikers tillstånd snabbt kan påverkas av förhöjd förorenings-exponering, redan inom timmar–dygn, och rätt mycket data pekar på att utbredningen av icke-allergiska luftvägsproblem som bronkit påverkas av luftföroreningar som avgaser, så är underlaget kring föroreningarnas långsiktiga betydelse för uppkomst av sjukdom ännu tämligen bristfälligt och motsägelsefullt /WHO 2005/.

Avgasernas roll för utveckling av luftvägsallergi och astma eller astmaliknande symtom har undersökts i många epidemiologiska undersökningar med mycket varierande uppläggning. Resultaten har varit tämligen varierande. Studier av barn som inkluderat olika symtom som hosta och ”pip i bröstet” som en indikator på astmatiska besvär har ofta funnit ett samband till hög trafikexponering, ofta baserat på trafikflödet nära hemmet eller skolan /Annesi-Maesano et al. 2007, Brauer et al. 2007/. Beträffande objektiva test för allergi liksom rapporterad astmadiagnos finns många studier som inte funnit en högre risk bland dem med högre exponering, speciellt där kvävedioxidhalten använts som mått på exponering. Två studier från Södra Kalifornien har uppmärksammas de senaste åren, visande på ett samband mellan astma hos skolbarn /McConnell et al. 2006/ samt sämre lungtillväxt och trafikflöde nära hemmet respektive uppmätt kvävedioxidhalt vid hemmet /Gauderman et al. 2007/.

En svensk studie i Luleå tyder på att trafikavgaser mätt som halten av kvävedioxid vid bostaden ökar risken att vuxna utvecklar astma, åtminstone om man tillhör riskgruppen med disposition för allergi /Modig et al. 2006/. Studien bygger på att avgassituationen noggrant har undersökts, bl a med mätningar, hos över 200 nydebuterade vuxenastmatiker i Luleåområdet och samtidigt hos lika många slumpmässigt utvalda kontrollpersoner från samma område. När man korrigerat för andra riskfaktorer visade det sig att risken för att drabbas av astma påverkas av avgashalten där man bor. Detta samband var säkerställt för dem som hade disposition för allergi. En annan svensk studie visade att prevalensen av astma hade samband med NO<sub>2</sub>-halten vid bostaden /Modig och Forsberg 2007/.

Det finns ett begränsat antal studier som försökt beskriva hur avgashalten i bostadsområdet, med kvävedioxid (eller kväveoxider) som indikator, påverkar dödligheten efter längre tids exponering. Dessa studier har väldigt olika uppläggning men har ändå kommit till mycket snarlika resultat. En studie från Nederländerna rapporterade en ökning av totaldödligheten som motsvarar 1,2 % per µg/m<sup>3</sup> högre halt av NO<sub>2</sub> som långtidsmedelvärde /Hoek et al. 2002/. En fransk undersökning fann en ökning av dödligheten (exklusive dödsfall p g a olyckor) på 1,4 % per µg/m<sup>3</sup> högre halt av NO<sub>2</sub> /Filleul et al. 2005/, i en studie från Auckland på Nya Zeeland beräknades 1,3 % ökad dödlighet per µg/m<sup>3</sup> högre halt av NO<sub>2</sub> (exklusive dödsfall p g a olyckor) och en tysk studie av enbart kvinnor baserad på flera tvärsnittsstudier fann en ökning på nästan 1,1 % per µg/m<sup>3</sup> högre halt av NO<sub>2</sub> /Gehring et al. 2006/.

## 9.2 Hälsoeffekter av partiklar

### 9.2.1 Farlighet och mekanismer varierar

Hur partiklarna avsätts i luftvägar och lungor, transporteras i kroppen, ingår i reaktioner med celler etc styrs främst av egenskaper som partiklarnas storlek, form, förmåga att lösa sig i vatten samt deras kemiska sammansättning och yta. Dessa egenskaper hänger ofta samman med varandra.

De vid förbränning genererade partiklarna är små (mindre än 1 mikrometer) och innehåller sot, kolväten och reaktiva metaller som järn, nickel och koppar, vilka i vissa former driver på oxidativ stress i andningsorganen. Experiment på djur tyder på att ultrafina partiklar kan ta sig från andningsorganen via blodet till andra organ som levern och hjärtat, vilket möjliggör andra mekanismer än de som är aktuella direkt i andningsorganen.

Vägdamm och andra stora partiklar bär ofta bakteriebildade gifter (endotoxiner), vilka visats kunna ha betydelse för inflammatoriska effekter. Mineralpartiklarna kan också bära andra trafikföroreningar samt allergener, inklusive latex från slitage av bildäck /VTI 2006/.

De omedelbara effekterna av partiklar i lungor och andningsvägar inkluderar inflammation och lungskador, ökad känslighet för andra irriterande ämnen och för infektioner. Återkommer sådana akuta effekter ofta kan detta leda till bestående förändringar och effekter /WHO 2006/.



Toxiska luftföroreningar har ofta gemensamt att de besitter en kraftig förmåga att skapa oxidativ stress, detta gäller exempelvis partiklar med metaller. Oxidativ stress innebär att dosen av destruktivt reaktionsbenägna oxiderande ämnen överstiger vad det antioxidativa försvaret baserat på vitamin C och E m fl ämnen klarar av.

För att luftföroreningarna skall kunna försämra den som redan har astma, ”räcker det” med att de kan framkalla retningar och irritation, men även för akuta effekter anses förstärkning av inflammation vara en viktig komponent.

### 9.2.2 Epidemiologiska studier av akuta effekter

Hur förhöjda korttidshalter av partiklar som PM<sub>10</sub> eller PM<sub>2.5</sub> ökar antalet akutbesök eller inläggningar för problem i andningsorganen, exempelvis astma, har konstaterats i ett stort antal studier och från varierande miljöer /WHO 2006/. Någon tydlig tröskelnivå som behöver överskridas har inte kunnat påvisas. /WHO 2003/ anger sammantaget en ökning av det dagliga antalet inläggningar för lungsjukdom med 0,08 % per µg/m<sup>3</sup> ökad halt av PM<sub>10</sub>. WHO anger dessutom i sitt beräkningsprogram AirQ för hälsokonsekvenser av luftföroreningar att antalet inläggningar för hjärtsjukdom ökar med 0,09 % per µg/m<sup>3</sup> ökad halt av PM<sub>10</sub>, vilket dock inte är lika väl underbyggt som effekten på andningsorganen. Liknande resultat redovisas i en brittisk översikt /COMEAP 2006/.

Studier av hur halten av PM<sub>10</sub> kortsiktigt påverkar antalet dödsfall visar sammantaget på att en ökning av partikelhalten ger en större procentuell effekt på dödligheten i lungsjukdom än på dödligheten i hjärt-kärlsjukdom. Eftersom hjärt-kärl dödsfallen är så många fler till antalet kommer dock de flesta ”extra” dödsfallen att uppkomma i hjärt-kärlsjukdom. WHO anger i AirQ att sammanvägt så ökar det dagliga antalet dödsfall per dygn med i genomsnitt 0,07 %, antalet dödsfall i lungsjukdom med 0,12 % och antalet hjärt-kärl dödsfall med 0,08 % per µg/m<sup>3</sup> ökad halt av partiklar mätt som PM<sub>10</sub>. Om man tar hänsyn till fördröjda effekter över några veckor blir effekten ungefär dubbelt så stor.

### 9.2.3 Epidemiologiska studier av långtidseffekter

Långtidsmedelvärdena av partiklar har i vissa studier uppvisat samband med främst sänkt lungfunktion och bronkitsymtom, men betydelsen för uppkomsten av allergi och astma är ännu oklar /WHO 2003/. Studierna har tolkats tyda på att en ökad långtidsexponering av PM<sub>10</sub> per µg/m<sup>3</sup> ger en ökad risk på cirka 1 % för kronisk bronkit hos vuxna. Hos barn i Schweiz konstaterades sambandet till bronkit inom haltområdet 10–33 µg/m<sup>3</sup> av PM<sub>10</sub>. Det finns även några äldre undersökningar där partikelhalten som totalhalt av svävande partiklar (TSP), vilken är mer influerad av grova partiklar, haft samband med förekomsten av bronkitsymtom och kronisk bronkit.

Ett par amerikanska studier har haft stor tyngd då de med omfattande data om olika riskfaktorer och under längre tid följt dödligheten i relation till bostadsmiljöns luftföroreningshalt /WHO 2003, 2005/. I den mindre ”Harvard Six Cities Study” gav en förhöjd långtidsexponering ca 1,4 % ökad dödlighet per µg/m<sup>3</sup> av PM<sub>2.5</sub>. Den betydligt större studien ACS tillmäts ännu större vikt, men fann med betydligt fler exponeringsnivåer en hälften så stor effekt, per µg/m<sup>3</sup> av PM<sub>2.5</sub> sågs en ökad dödlighet på 0,6–0,7 %. Dessa två undersökningar har båda varit föremål för nya oberoende analyser, vilken i allt väsentligt kommit till samma slutsatser. Baserat på dessa studier har för PM<sub>10</sub> antagits en ökning på 0,43 % per µg/m<sup>3</sup>.

Det är inte troligt att alla olika typer av partiklar påverkar dödligheten eller risken för irritativa besvär och sjukdomsuppkomst lika /Forsberg et al. 2005, Pope och Dockery 2006/. En genomgång av den epidemiologiska litteraturen kring fin- respektive grovfraktionen, talar för att grovfraktionen har en stark korttidseffekt på antal akutbesök och inläggningar på sjukhus för astma och andningsorganen /Brunekreef och Forsberg 2005/. Studien pekar samtidigt att på att grovfraktionen tycks ha mindre betydelse för akut hjärtsjukdom och dödlighet. Studierna av långtidseffekter på dödlighet har inte funnit någon effekt av grova partiklar på dödligheten.

## 9.2.4 Studier med mineraldominerat PM

Det finns publicerat ett antal epidemiologiska befolkningsstudier där det är tämligen tydligt att partikelmassan domineras av mineralpartiklar från torra/eroderade områden /Brunekreef och Forsberg 2005, VTI 2006/. Dagligt antal akutbesök för bronkit påverkades av  $PM_{10}$  från sandstormar i östra delarna av staten Washington. I Anchorage, Alaska, utgör grovfraktionen en stor del av  $PM_{10}$  och består främst av jord och vulkanisk aska. Här sågs akutbesök för astma och problem i övre luftvägarna ha samband med  $PM_{10}$ -halten. Från en studie av 17 sandstormar i Spokane, USA, rapporterades däremot att vindgenererat damm inte hade någon effekt på dödligheten. Samtidigt har rapporterats att  $PM_{10}$  och grovfraktionen ( $PM_{10}$ - $PM_{2.5}$ ) som domineras av mineralpartiklar i torra områden har påverkat dagligt antal dödsfall i Coachella Valley, Kalifornien, liksom i Phoenix, Arizona /Brunekreef och Forsberg 2005/.

De två ovan nämnda amerikanska kohortstudierna ger dock inget stöd för någon långsiktig effekt av grova partiklar på dödligheten /Brunekreef och Forsberg 2005/, vilket ger stöd för att anta att grova, mekaniskt bildade mineralbaserade partiklar har en mindre effekt på dödligheten än förbränningspartiklar /VTI 2006/.

## 9.3 Bedömning av hälsoeffekter

Att miljö kvalitetsnormer för partiklar och kvävedioxid inte överskrids innebär inte nödvändigtvis att risk för hälsopåverkan helt kan uteslutas. I detta fall är dock bakgrundshalterna av kvävedioxid mycket låga, varför man med det obetydliga tillskott i halt som verksamheten medför ligger under de nivåer som i några studier visat ökad risk för någon hälsoeffekt.

Beträffande partikelhalten ( $PM_{10}$ ) är det troligt att även bakgrundshalten i regionen medför en viss belastning för befolkningens hälsa, åtminstone genom fraktionen av icke naturliga partiklar. Boende i städer kan utanför sin bostad ha ett årsmedeltillskott i  $PM_{10}$ -halt på 5–10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Tillskottet i partikelhalt vid de mest belastade permanentbostäderna uppgår i detta fall som årsmedelvärde till några tiondels  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ,

vilket med kända exponerings-responssamband innebär ungefär 0,1–1 % ökad risk för olika slag av hälsoutfall. Aktuella hälsoutfall (t ex inläggning på sjukhus hjärt- eller lungproblem) drabbar i genomsnitt 1–2 % av befolkningen per år. Då behövs att minst 5000–10 000 personer får tillskottet i exponering för att 1 extra fall (akut inläggning) per år skall uppkomma. Det blir därmed inte meningsfullt att kvantifiera beräknat antal tillkommande fall när bara ett fåtal boende är berörda av tillskottet.

## 10 Samlad miljöbedömning

Det planerade slutförvarets verksamhet kommer att ge mycket låga haltbidrag av kvävedioxid och partiklar till området kring Forsmark (tabell 10-1). Beräkningar visar att 12 permanentbostäder och 7 fritidsbostäder kan komma att utsätta för något högre luftföroreningshalter än idag. Verksamhetens externa transporter kommer att vara den största källan till ökade kvävedioxidhalter och den interna verksamheten (bl a upplag av och krossning av berg) kommer att vara den dominerande källan till ökade partikelhalter. Utsläppen av luftföroreningar kommer att vara som störst under byggetapp 2 (år 2018).

Slutförvarets verksamhet väntas som mest släppa ut 2 020 ton koldioxid per år (år 2018). Det ska ställas i relation till Uppsala läns nuvarande totala utsläpp på 1,2 miljoner ton/år. De ökade koldioxidutsläppen går dock emot det nationella miljömålet om en begränsad klimatpåverkan, men konsekvenserna får anses försumbara i ett globalt perspektiv.

Idag är bakgrundshalterna av kvävedioxid mycket låga (ca  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Dessa halter väntas inte öka i framtiden. Beräknade haltbidrag av kvävedioxid från verksamheten är mindre än  $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  strax utanför anläggningen och ca  $0,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  några tiotal meter från den mest transportbelastade vägen (år 2018). Det medför att det inte bedöms finnas någon risk att årsmedelvärden för miljö kvalitetsnormer ( $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) och delmål till skydd av ekosystem ( $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) överskrids.

Även beräknat depositionsbidrag av kväve från slutförvarsanläggningen är mycket litet ( $< 0,00001 \text{ g}/\text{m}^2 \text{ år}$ ) och bedöms inte medföra negativ påverkan på de skyddsvärda naturområdena kring Forsmark. Värt att notera är att den kritiska belastningsgränsen för känsliga områden tangeras av bakgrundsdepositionen i området vilket visar på att nedfallet bör minska till nivåer som inte tillfogar naturen någon nämnvärd skada på lång sikt. Stora osäkerheter föreligger dock i metoder och dataunderlag vilket gör det svårt att göra tolkningar för mindre områden /Naturvårdsverket 2001/.

Bakgrundshalten av partiklar ( $\text{PM}_{10}$ ) är relativt hög ( $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) i området kring Forsmark. En trolig orsak till den höga bakgrundshalten är intransporten av partiklar från kontinenten. Till följd av de höga bakgrundsvärdena finns det en risk att generationsmålet på  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som årsmedelvärde överskrids. Det finns dock en osäkerhet i bedömningen av framtida haltnivåer för partikelhalter i bakgrundsluft. Eftersom det pågår arbeten med att begränsa utsläppen av partiklar i hela Europa är det troligt att bakgrundshalterna är överskattade. Om slutförvaret förläggs i Forsmark beräknas dess verksamhet tillföra ett årsmedelhaltbidrag av partiklar på ca  $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i Lättsa (år 2018 och 2030) och ca  $0,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  vid Norrskedika. Det kan konstateras att beräknade haltbidrag från SKB:s planerade verksamhet är mycket små. Det bedöms inte förekomma någon risk att den planerade verksamheten (varken för beräkningsalternativen år 2018 och 2030) kommer att orsaka några överskridanden av miljö kvalitetsnormen för partiklar ( $\text{PM}_{10}$ ) i omgivningarna kring Forsmark.

Att miljö kvalitetsnormer för partiklar och kvävedioxid inte överskrids innebär inte nödvändigtvis att risk för hälsopåverkan helt kan uteslutas. I detta fall är dock bakgrundshalterna av kvävedioxid mycket låga och få människor bor i området. Det finns inga studier som har kunnat visa att ett så obetydligt tillskott i halt har någon ökad risk för negativ hälsoeffekt. När det gäller partiklar innebär tillskottet i partikelhalt vid de mest belastade permanentbostäderna ca 0,1–1,0 % ökad risk för olika slag av hälsoutfall (t ex inläggning på sjukhus med hjärt- eller lungproblem). Om risken idag är t ex 2 % och den ökar med 1 % blir risken 2,02 %. Det är inte relevant att beräkna antal tillkommande hälsoutfall när så få boende är berörda av tillskottet.

**Tabell 10-1. Samlad bedömning av miljöpåverkan i bygg-, drifts- och avvecklingskede i jämförelse med gällande bedömningsgrunder (se kapitel 3.3.).**

SKB:s bidrag (totalt)	Nuläge Uppsala län	År 2015	År 2018	År 2030	År 2075	Bedömn. grunder
<b>Koldioxid kton/år</b>	1 200	1,7	2,0	1,2	0,9	1 824/1 330 <sup>1)</sup>
<b>Kvävedioxid µg/m<sup>3</sup> årsmedelhalt</b>	Ca 2	Ej beräknat	< 0,1	< 0,1	Ej beräknat	40/20 <sup>2)</sup>
<b>Partiklar µg/m<sup>3</sup> årsmedelhalt</b>	Ca 12	Ej beräknat	0,1	0,1	Ej beräknat	40/20/15 <sup>3)</sup>
<b>Deposition g/m<sup>2</sup> kväve</b>	0,6	Ej beräknat	< 0,00001	< 0,00001	Ej beräknat	0,5–0,6 <sup>4)</sup>

<sup>1)</sup> Delmål/generationsmål koldioxidekvivalenter.

<sup>2)</sup> MKN/delmål,

<sup>3)</sup> MKN/delmål/generationsmål,

<sup>4)</sup> Kritisk belastningsgräns.

# 11 Diskussion

## 11.1 Transporter

Valen av emissionsfaktorer från trafik diskuteras i delutredning ”Bedömning av framtidens fordon” (bilaga 8). Det finns inga tillgängliga emissionsfaktorer för resuspensionspartiklar för arbetsmaskiner, varför motsvarande emissioner ej kunnat beräknas. Uppskattat arbete för interna maskiner och fordon är tagna från transportutredningen /Fors and Klingenberg 2008/. Emissionsfaktorerna för respektive ämne i g/kWh för dieselmaskiner är genomgående relativt konstanta, varför årsarbetstid och motoreffekt ger en bra uppskattning av de relativa emissionerna. Ett undantag gäller NO<sub>x</sub>-emissioner från små arbetsmaskiner där emissionsfaktorn i g/kWh är mycket högre än för större maskiner. Detta har fått till följd att emissionerna av NO<sub>x</sub> från de skyliftar som kommer att användas blir mycket stora trots den låga motoreffekten. För övrigt bidrar lastbilar och servicefordon relativt mycket till de interna emissionerna. De interna emissionerna, speciellt för år 2075, är att betrakta som ett övre värde för utsläppen i och med att ingen förbättring i emissionsstandard har antagits för åren mellan 2030 och 2075. Det är troligt att användandet av nya energibärare ger betydligt lägre emissioner. Framför allt kommer det CO<sub>2</sub> som släpps ut i mindre grad komma från fossila källor.

De externa emissionerna är fördelade på personbilar och lastbilar, där NO<sub>x</sub>-utsläppen främst härrör från lastbilar, medan personbilar är den största källan till övriga emissioner. Resuspensionspartikelemissionerna är storleksordningar större än avgaspartikelemissionerna. Det finns inget underlag för att anta att den förra kommer att minska med tiden, även om detta i viss utsträckning antagligen kommer att ske om hälsopåverkan från dessa partiklar verifieras. En åtgärd som diskuteras är förbud av dubbdäck i syfte att minska mängden förslitningspartiklar. Detta är dock mest relevant för storstäder, där det finns problem med höga halter av partiklar, och påverkar därför antagligen inte de aktuella platserna i någon högre utsträckning. Om det trots detta skulle bli ett totalförbud för dubbdäck uppskattas emissionen från resuspension från vägtrafik minska med mellan 40 och 70 % /Johansson et al. 2004/. Det bör i detta sammanhang påpekas att beräkningar av emissioner av uppvirvlingspartiklar är betydligt mer osäkra än beräkningar av avgasemissioner beroende på dels sämre underlagsmaterial och dels den komplexa naturen av dessa emissioner (beroende av väder, vägbeläggning, däck etc).

## 11.2 Damning

I syfte att förstå de mest verksamma processerna för damning studerades sambandet mellan partikelbelastningen och nederbörd *samt* partikelbelastningen och vindhastighet. Sambandet var tydligt mellan de förstnämnda parametrarna, men däremot sågs inte motsvarande samband mellan partikelhalter och vindhastighet.

På basis av /Cooke och Warren 1973/ antogs att PM<sub>10</sub>-bidraget skulle öka vid ökande vindhastighet upp till en viss gräns, varefter utspädningen skulle bli större än tillskottet från uppvirvlingen och haltbidraget därmed skulle minska. I mätningarna från bergkrossen kunde en ökning av halten ses upp till ca 2,5 m/s. Det fanns dock flera mätillfällen som inte följde detta mönster. Skälet är sannolikt att damningen styrs av flera parametrar, varför det var svårt att erhålla enkla samband mellan en enskild meteorologisk parameter och partikelhalter.

Mätdataunderlaget från den undersökning som genomfördes inom detta uppdrag är relativt begränsat, men eftersom det inte finns några andra tillgängliga emissionsfaktorer för damning är detta det bästa som finns idag. De erhållna sambanden mellan summan av nederbörden under en tredygnsperiod och partikelbidraget kan antas vara tillförlitliga. Genom att använda de här uppskattade medelemissionsfaktorerna mellan beräknade och uppmätta halter vid bergkrossen

erhölls en överensstämmelse på  $\pm 10\text{--}15\%$ . I modelleringssammanhang är detta ett mycket bra resultat. För kontroll av MKN är kvalitetskraven på överensstämmelse med mätningar på årsbas  $\pm 50\%$ . (NFS 2007:7) De framtagna emissionsfaktorerna antogs därför vara tillräckligt tillförlitliga att använda i denna utredning.

Det uppmätta partikelhaltbidraget vid den studerade bergkrossen varierade även med veckodag, där det var högst bidrag under vardagar och lägst under helger. En förklaring är att det sannolikt krävs aktivitet i bergkrossen, i form av trafik från arbetsfordon som river och virvlar upp materialet från markytan. Detta överensstämmer med studier i bl a torrområden /Bagnold 1941, Cooke and Warren 1973, Visser et al. 2005/ där det visats att det krävs en hög vindhastighet för att få en partikel att gå i suspension, men för att hålla den svävande krävs mycket lägre vindhastighet. Om detta istället sker mekaniskt via arbetsfordonen kan antas att lägre starthastighet krävs av vinden för att bringa partiklar i suspension. Jämfört med alla övriga partikelemissioner från SKB utgör damningen den största delen.

### 11.3 Spridningsberäkning

Beräknade haltbidrag av kväveoxider och partiklar från verksamheterna vid Forsmark har jämförts med uppmätta bakgrundshalter, miljö kvalitetsnormer och miljömål. Beräkningarna har gjorts dels för ett större område kring verksamheten, dels för ett mindre område längs ett utvalt vägavsnitt. Beräkningarna för vägavsnittet har en finare geografisk upplösning jämfört med beräkningarna för de större områdena kring verksamheten. På grund av dessa skillnader i geografisk upplösning redovisas något högre beräknade haltbidrag avseende trafiken längs vägavsnitten alldeles intill vägarna jämfört med beräkningarna för de större områdena.

Spridningsberäkningarna har utförts för beräknade emissioner för verksamheten åren 2018 och 2030. Uppmätta halter i bakgrundsluft avser dagens situation. Det är dock inte sannolikt att luftföroreningshalterna kommer att vara lägre om tio respektive tjugo år på basis av redan beslutade åtgärdsförslag. Detta medför eventuellt en viss överskattning i bakgrundshalt och därmed en osäkerhet vid jämförelser mellan uppskattade totalhalter i luft (haltbidrag från SKB plus bakgrundshalt) och MKN och miljömål, särskilt för år 2030. Ytterligare en osäkerhetsfaktor är att det finns få platser med mätningar av  $\text{PM}_{10}$  i bakgrundsluft i Sverige. Den station som fått representera bakgrundshalter av  $\text{PM}_{10}$  i Forsmark är Aspvreten, som är belägen drygt 60 km söder om Stockholm.



## Referenser

- Annesi-Maesano I, Moreau D, Caillaud D, Lavaud F, Le Moullec Y, Taytard A, Pauli G, Charpin D, 2007.** Residential proximity fine particles related to allergic sensitisation and asthma in primary school children. *Respir Med.* Aug;101(8):1721–9.
- Bagnold RA, 1941.** The physics of blown sand and desert dunes. Methuen, London 265 p.
- Brauer M, Hoek G, Smit H A, de Jongste J C, Gerritsen J, Postma D S, Kerkhof M, Brunekreef B, 2007.** Air pollution and development of asthma, allergy and infections in a birth cohort. *Eur Respir J.* May;29 (5):879–88.
- Brunekreef B, Forsberg B, 2005.** Epidemiological evidence of effects of coarse airborne particles on health. *Eur Respir J.* 2005 Aug;26(2):309–18.
- COMEAP, 2006.** Cardiovascular Disease and Air Pollution – A report by the Committee on the Medical Effects of Air Pollutants, UK Department of Health.
- Cooke R U, Warren A, 1973.** Geomorphology in deserts. Anchor Press, London.
- de Facto, 2004.** Miljömålen – miljömålen på köpet. Miljömålsrådets uppföljning av Sveriges 16 miljömål. miljomal.nu.
- Filleul L, Rondeau V, Vandentorren S, Le Moual N, Cantagrel A, Annesi-Maesano I, Charpin D, Declercq C, Neukirch F, Paris C, Vervloet D, Brochard P, Tessier J F, Kauffmann F, Baldi I, 2005.** Twenty five year mortality and air pollution: results from the French PAARC survey. *Occup Environ Med.* 2005 Jul;62(7):453–60.
- Fors P, Klingenberg H, 2008.** Slutförvar för använt kärnbränsle i Forsmark. SKB R-08-49, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Forsberg B, Hansson H C, Johansson C, Aureskoug H, Persson K, Järholm B, 2005.** Comparative health impact assessment of local and regional particulate air pollutants in Scandinavia. *Ambio* 2005;34:11–19.
- Gauderman W J, Vora H, McConnell R, Berhane K, Gilliland F, Thomas D, Lurmann F, Avol E, Kunzli N, Jerrett M, Peters J, 2007.** Effect of exposure to traffic on lung development from 10 to 18 years of age: a cohort study. *Lancet.* 2007 Feb 17;369(9561):571–7.
- Gehring U, Heinrich J, Kramer U, Grote V, Hochadel M, Sugiri D, Kraft M, Rauchfuss K, Eberwein H G, Wichmann H E, 2006.** Long-term exposure to ambient air pollution and cardiopulmonary mortality in women. *Epidemiology* 2006;17(5):545–51.
- Haeger-Eugensson M, Jerksjö M, Fridell E, Tang L, Persson K, Persson A, 2007.** Uppbyggnad av EDB och spridningsberäkningar av luftföroreningar För Ystad. IVL rapport.
- Hoek G, Brunekreef B, Goldbohm S, Fischer P, van den Brandt P A, 2002.** Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *Lancet* Oct 19;360(9341):1203–9.
- Johansson C, Norman M, Omstedt G, Swietlicki E, 2004.** Partikler i stadsmiljö – källor, halter och olika åtgärders effekt på halterna mätt som PM<sub>10</sub>. SLB Rapport 4:2004.
- Länsstyrelsen Uppsala län, 2003.** Miljömål för Uppsala län 2003–2010. Meddelande 2003:5. [www.c.lst.se](http://www.c.lst.se).
- Länsstyrelsen Uppsala län, 2006.** Miljömål för Uppsala län 2003–2010 – när vi de regionala målen. Dnr 502-12221-06. [www.c.lst.se](http://www.c.lst.se).



- McConnell R, Berhane K, Yao L, Jerrett M, Lurmann F, Gilliland F, Künzli N, Gauderman J, Avol E, Thomas D, Peters J, 2006.** Traffic, susceptibility, and childhood asthma. *Environ Health Perspect.* 2006 May;114(5):766–72.
- Modig L, Jarvholm B, Ronnmark E, Nystrom L, Lundback B, Andersson C, Forsberg B, 2006.** Vehicle exhaust exposure in an incident case-control study of adult asthma. *Eur Respir J.* 2006;28(1):75–81.
- Modig L, Forsberg B, 2007.** Perceived annoyance and asthmatic symptoms in relation to vehicle exhaust levels outside home: a cross-sectional study. *Environ Health.* 2007 Sep 28;6:29.
- Naturvårdsverket, 2001.** Kritisk belastning för svavel och kväve. Rapport 5174. [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se).
- Naturvårdsverket, 2006.** Luftguiden – handbok med allmänna råd om miljö kvalitetsnormer. Handbok 2006:2.
- Pope C A, Dockery D W, 2006.** Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 2006;56 (6):709–742.
- Regeringens proposition, 2000/01:130.** Svenska miljömål – delmål och åtgärdsstrategier.
- Regeringens proposition, 2004/05:150.** Svenska miljömål – delmål och åtgärdsstrategier.
- SKB, 2006.** Naturmiljöbeskrivning och preliminär bedömning av konsekvenser för naturmiljö – Slutförvar för använt kärnbränsle vid Forsmark. SKB P-06-101, Svensk Kärnbränslehantering AB. [www.skb.se](http://www.skb.se).
- Visser S M, Sterk G, Karsenberg D, 2005.** Wind erosion modelling in a Sahelian environment. *Environmental Modelling & Software* Volume 20, Issue 1, January 2005, Pages 69–84.
- VTI rapport 543, 2006.** Effekter av vinterdäck – en kunskapsöversikt. VTI.
- WHO, 2003.** Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide, World Health Organisation, Copenhagen.
- WHO, 2005.** Krzyzanowski M, Kuna-Dibbert B, Schneider J. (Eds.), Health Effects of Transport-related Air Pollution. WHO Regional Publications, Copenhagen.
- WHO, 2006.** Air Quality Guidelines Global Update 2005, Copenhagen.
- [www.ivl.se](http://www.ivl.se)\miljo, 2007.** Data från den Nationella miljöövervakningen, datavårdskap luft, Miljöövervakningsenheten vid Naturvårdsverket.

## Bedömningsgrunder för luftkvalitet

### Kväveoxider

#### Miljökvalitetsnormer

Miljökvalitetsnormerna för kvävedioxid i utomhusluft regleras av ”Förordning om miljö-kvalitetsnormer för utomhusluft”, SFS 2001:527 (tabell B1-1).

Det finns även en miljökvalitetsnorm gällande skydd av ekosystem mot direkt effekt av kväveoxider i utomhusluft (tabell B1-2). Normen gäller i områden där det är minst 20 kilometer till närmaste tätbebyggelse eller 5 kilometer till annat bebyggt område, industriell anläggning eller motorväg. Normen skyddar ej de känsligaste lavarna.

#### Nationella miljömål

Kväveoxider kan orsaka skador på material som plaster, textilier, metaller och sten i t ex kulturbyggnader och fornminnen. Dessutom är kväveföreningar, tillsammans med flyktiga organiska ämnen, utgångsämne vid bildandet av marknära ozon.

I miljömålet ”Frisk luft” finns ett delmål som innebär att år 2010 skall årsmedelhalten av kvävedioxid inte överstiga 20 µg/m<sup>3</sup> och timmedelhalten inte överstiga 60 µg/m<sup>3</sup> till skydd av hälsa, kulturvärden och material. Timmedelvärdet får överskridas högst 175 timmar per år (d v s 98 %-percentil för timmedelvärden under ett år).

### Partiklar

#### Miljökvalitetsnormer

Det första dotterdirektivet (99/30/EG) till EG:s ramdirektiv (96/62/EG) för utvärdering och säkerställande av luftkvaliteten innehåller gränsvärden bl a partiklar. Miljökvalitetsnormerna för partiklar regleras av SFS 2001:527 (tabell B1-3).

#### Nationella miljömål

Enligt delmål och generationsmål till miljökvalitetsmålet ”Frisk luft” skall inte halten av PM<sub>10</sub> överskrida halterna i tabell B1-4.

**Tabell B1-1. Miljökvalitetsnormer för kvävedioxid i utomhusluft gällande hälsa.**

Parameter	Medelvärdetid	Värde	Anmärkning
NO <sub>2</sub>	1 timme	90 µg/m <sup>3</sup>	Värdet får inte överskridas mer än 175 timmar per år (98 %-percentil för timmedelvärden under ett år)
	1 dygn	60 µg/m <sup>3</sup>	Värdet får inte överskridas mer än 7 dygn per år (98-percentil för dygnsmedelvärden under ett år)
	1 år	40 µg/m <sup>3</sup>	Aritmetiskt medelvärde

**Tabell B1-2. Miljökvalitetsnorm för skydd mot direkt effekt av kväveoxider i utomhusluft i områden där det är minst 20 kilometer till närmaste tätbebyggelse eller fem kilometer till annat bebyggt område, industriell anläggning eller motorväg.**

Parameter	Medelvärdetid	Värde	Anmärkning
NO <sub>x</sub>	1 år	30 µg/m <sup>3</sup>	Får ej överskridas.

**Tabell B1-3. Miljö kvalitetsnorm och övre utvärderingströskeln (ÖUT) för partiklar (PM<sub>10</sub>) till skydd av människors hälsa.**

Parameter	Medelvärdestid	Värde	Anmärkning
PM <sub>10</sub> ÖUT	1 dygn	30 µg/m <sup>3</sup> *	Värdet får inte överskridas mer än 7 dygn per år (98 %-percentil för dygnsmedelvärden under ett år)
PM <sub>10</sub>	1 dygn	50 µg/m <sup>3</sup>	Värdet får inte överskridas mer än 35 dygn per år (90 %-percentil för dygnsmedelvärden under ett år)
PM <sub>10</sub>	1 år	40 µg/m <sup>3</sup>	Aritmetiskt medelvärde. Värdet får inte överskridas

\* Övre utvärderingströskel (ÖUT).

**Tabell B1-4. Delmål gällande halter av partiklar i luft.**

Parameter	Medelvärdestid	Värde	Anmärkning
PM <sub>10</sub>	Dygnsmedelvärde som får överskridas högst 37 dygn/år	35	Delmål – får ej överskridas 2010.
PM <sub>10</sub>	Årsmedelvärde	20	Delmål – får ej överskridas 2010.
PM <sub>10</sub>	Dygnsmedelvärde	30	Generationsmål – får ej överskridas 2020.
PM <sub>10</sub>	Årsmedelvärde	15	Generationsmål – får ej överskridas 2020.

### Miljödata för luftmiljön i Forsmark

#### 1 Luft- och nederbörds kemi

##### 1.1 Halter i luft

Uppmätta och beräknade luftföroreningshalter används som underlag för att bedöma en anläggnings bidrag till de totala föroreningsnivåerna. Haltförekomsten varierar beroende på läge i förhållande till utsläpsskällorna. Korttidsvariationerna påverkas starkt av väderförhållandena.

I tätorter ger de lokala föroreningsutsläppen bidrag. De högsta halterna erhålles i anslutning till källorna, t ex trafikerade vägar och industrier. Med föroreningshalter i urban bakgrundsluft avses medelbelastningen i de centrala delarna av tätorten där många människor uppehåller sig, men utan direkt påverkan av t ex trafikavgaser eller utsläpp från uppvärmning. Här bidrar i stort sett den samlade tätortens luftföroreningsutsläpp.

Luftföroreningshalterna på den omgivande landsbygden (regional bakgrund) uppvisar så gott som genomgående lägre halter än i tätorten. Ett undantag är marknära ozon som ofta observeras i högre halter i bakgrundsluft. Detta beror på att utsläpp av kväveoxider, t ex via biltrafik, bryter ner ozonet lokalt. Till den regionala bakgrundshalten bidrar långdistanstransporterade föroreningar som t ex ozon, svaveldioxid samt partikulära svavel- och kväveföreningar.

Mätningar av föroreningar i luft utförs över hela landet både i bakgrundsmiljö och i tätorter. Mätningar görs dock inte på alla platser, men genom att utnyttja befintliga data kan man dra slutsatser om situationen i områden där mätningar saknas.

##### 1.2 Deposition

Luftföroreningar deponeras till mark och vegetation via olika processer. Gaser kan tas upp direkt av växter eller absorberas på olika ytor som t ex blad, stammar eller föremål. Depositionshastigheten bestäms ofta av ytans förmåga att ta upp gasen. Även partiklar avsätts direkt på marken, på en växt eller på ett föremål. Partiklarnas depositionshastighet är beroende av partikelns storlek och av markens relief. Denna typ av deposition kallas torrdeposition. Gaser och partiklar kan också tvättas ur atmosfären med nederbörden, våtdeposition.

Nedfallet till skog skiljer sig väsentligt från nedfallet på öppet fält. Skogen skapar turbulens som ökar massöverföringen av komponenter i luft till olika ytor. Luftföroreningar fastnar på de ytor som trädens stammar, grenar och blad utgör.

**Våtdepositionen** av luftföroreningar är den del av depositionen som kan bestämmas relativt enkelt. Den mäts genom att nederbörd samlas upp i en behållare med en känd insamlingsyta. Därefter analyseras innehållet och depositionen av föroreningarna kan beräknas.

**Torrdepositionen** är svårare att kvantifiera genom mätningar i fält. De direkta mätmetoder som finns är oftast mycket resurskrävande och används sällan. En enklare metod som använts för att mäta torrdepositionen av svavel till skog är den så kallade krondroppsmetoden. Den nederbörd som faller till marken under trädkronorna innehåller dels de föroreningar som tvättats ur direkt från luften, dels de föroreningar som under torra perioder avsätts på trädens ytor, torrdeposition, och som därefter spolats av med regnet. Trädens påverkan på svaveldepositionen genom upptag eller utläckage är försumbart i förhållande till de mängder som deponeras. För områden med hög svaveldeposition representerar krondroppet därför i stort sett den totala depositionen. Torrdepositionen kan då beräknas genom att våtdepositionen från mätningar på öppet fält, som endast innehåller nederbördens bidrag till depositionen, subtraheras från krondroppsflödet. På senare år har svaveldepositionen minskat kraftigt, vilket medför att krondroppsmätningarna inte längre kan

sägas representera den totala depositionen. På grund av framförallt minskad torrdeposition, men även på grund av att en mindre nederbörds mängd når marken i skog jämfört med öppet fält, har årsdepositionen observerats vara mindre i skog än på öppet fält vid ett flertal tillfällen under de senaste åren.

För kväve, som är ett näringsämne, fungerar inte kron droppsmetoden för att kvantifiera den totala depositionen. I de flesta skogsmarker råder kvävebrist och en del av det kväve som deponerats på träden tas upp av träden själva samt av lavar och alger på trädens ytor innan det når marken. Endast i områden där kvävedepositionen är mycket hög kan den totala depositionen bestämmas genom kron droppsmätningar.

Modellberäkningar har utvecklats för att utgöra ett komplement till mätningar av deposition i fält. Svavel- och kvävedepositionens variation över Sverige beräknas av SMHI med hjälp av den sk Sverigemodellen eller MATCH-Sverige. Beräkningstekniken inkluderar dataassimilation av observerade luft- och föroreningshalter, vilket gör att Sverigemodellens resultat delvis baseras på uppmätta värden från stationerna inom Luft- och nederbörds kemiska nätet samt EMEP. Nederbörds mängderna är däremot oberoende av uppmätta värden och bestäms med hjälp av ett mesoskaligt analys system. Den långväga transporten av svavel och kväve är betydande och i beräkningarna redovisas såväl den totala depositionen som Sveriges bidrag respektive nedfallet från långdistanstransporterade luftföroreningar ([www.smhi.se](http://www.smhi.se)).

## 2 Mätningar av luft- och nederbörds kemi

Mätningar av olika komponenter i luft och nederbörd utförs inom en rad olika mätnät i Sverige. Mätningar utförs både i bakgrundsluft och i urban miljö. Mätningar i bakgrundsmiljöer syftar till att spegla luftkvaliteten regionalt i ett område utan direkt påverkan från föroreningskällor som t ex trafik, industrier och städer. Halterna i bakgrundsluft härrör från regional påverkan samt långdistanstransport av luftföroreningar. I urban miljö görs ofta mätningar både i urban bakgrundsluft och i gaturum. Mätningar i urban bakgrundsluft representerar halter i en tätorts centrum, utan *direkt* påverkan från enskilda utsläppskällor, som är representativa för en större del av tätortens centrum. Alla utsläpp i tätorten samt regionala och långdistanstransporterade föroreningar bidrar till den urbana bakgrundshalten. Med undantag av marknära ozon är halter i bakgrundsluft generellt lägre än halter i urban miljö. I denna bilaga sammanfattas lufthaltsmätningar av svaveldioxid (SO<sub>2</sub>), kvävedioxid (NO<sub>2</sub>), partiklar (PM<sub>10</sub>) och marknära ozon (O<sub>3</sub>) som utförts i området runt Forsmark under de senaste åren.

### 2.1 Mätningar av halter i luft i bakgrundsmiljö

Data för halter av svavel, kväve, ozon och partiklar i bakgrundsluft kan hämtas från regionala och nationella mätnät (Kron droppsnätet, Luft- och nederbörds kemiska nätet samt EMEP – Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long range transmission of air pollutants in Europe) som drivs av IVL Svenska Miljöinstitutet i samarbete med luftvårdsförbund, länsstyrelser, Skogsvårdsstyrelsen och Naturvårdsverket. Naturvårdsverkets miljöövervakningsenhet finansierar Luft- och nederbörds kemiska nätet, EMEP samt delar av Kron droppsnätet. Data finns på [www.ivl.se](http://www.ivl.se). Vissa av de mätningar som gjorts i Gävleborgs och Stockholms län kan anses vara representativa för omgivningarna runt Forsmark, se tabell B2-1 och figur B2-1.

### 2.2 Mätningar av halter i luft i urban miljö

Mätningar av halter i urban miljö är inte relevant, eftersom Forsmark är beläget på landsbygden.

**Tabell B2-1. En beskrivning av de stationer som använts för redovisning av mätdata i bakgrundsmiljö.**

Mätplats	Mät nät	Aktuella parametrar i luft	Aktuella parametrar i nederbörd	Tidsupplösning	Kommentar
Jädraås	Luft- och nederbörds-kemiska nätet	Svaveldioxid Kvävedioxid Marknära ozon	Svavel- och kväve-komponenter	Månad	Även pH, baskat-joner och klorid mäts i nederbörd.
Ryda Kungsgård	Luft- och nederbörds-kemiska nätet	–	Svavel- och kvävekomponenter	Månad	Även pH, baskat-joner och klorid mäts i nederbörd.
Galmsjön och Arlanda	Krondropps-nätet	–	Svavel- och kvävekomponenter	Månad	Även pH, baskat-joner och klorid mäts i nederbörd.
Järinge	Krondropps-nätet	Svaveldioxid Kvävedioxid Marknära ozon	–	Månad	
Bergby	Krondropps-nätet	Svaveldioxid Kvävedioxid Marknära ozon	Svavel- och kvävekomponenter	Månad	Även pH, baskat-joner och klorid mäts i nederbörd.
Aspvreten	EMEP	Marknära ozon Partiklar	–	Timme	
Grimsö	EMEP	Marknära ozon	–	Timme	



**Figur B2-1. Geografisk läge för de stationer som använts för redovisning av mätdata i bakgrundsmiljö.**



### 3 Halter i bakgrundsluft

#### 3.1 Svaveldioxid

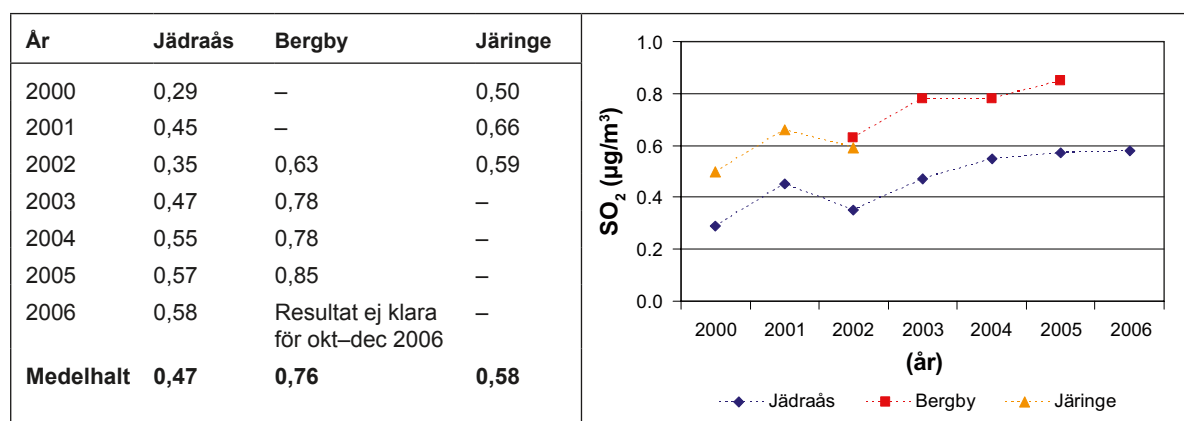
Halter i luft av svaveldioxid har mätts på tre bakgrundsstationer i regionen runt Forsmark; Jädraås, Bergby och Järinge, se figur B2-1. I Jädraås har mätningarna pågått under hela 2000-talet, i Bergby påbörjades mätningarna under 2001 och i Järinge har det under 2000-talet mätts mellan 2000–2002, se figur B2-2. Den mätstation som ligger närmast Forsmark är Järinge, där tyvärr mätningarna avslutats. Det är dock troligt att halterna i Järinge är mer lika halterna i Bergby än halterna i Jädraås, se figur B2-2. Under 2000-talet har uppmätta halter ökat något och det är sannolikt att en aktuell årsmedelhalt i Forsmark ligger på cirka 0,8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

#### 3.2 Kvävedioxid

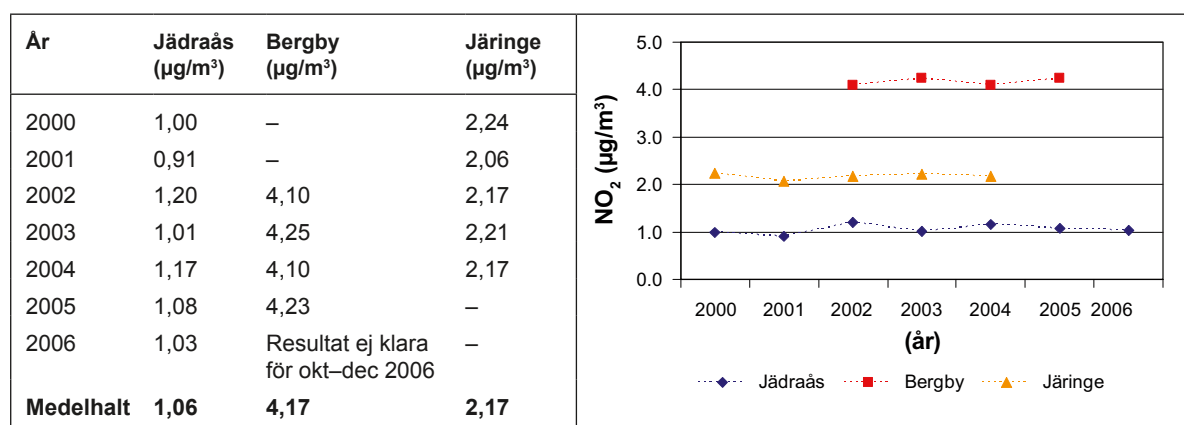
Även halter i luft av kvävedioxid har mätts på tre bakgrundsstationer i regionen runt Forsmark; Jädraås, Bergby och Järinge. Årsmedelhalterna i Järinge, den station som ligger närmast Forsmark, har varit ca 2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  under åren 2000–2004. Årsmedelhalterna på samtliga tre stationer har varit relativt konstanta under 2000-talet. Det är därför sannolikt att en aktuell årsmedelhalt i Forsmark ligger på cirka 2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

#### 3.3 Partiklar

Partiklar i bakgrundsluft mäts endast på ett fåtal stationer i Sverige. Den station som ligger närmast Forsmark är Aspvyren, se figur B2-1. Mätresultaten från stationen får anses vara representativa för halter i bakgrundsluft i Stockholmsområdet.



Figur B2-2. Årsmedelhalter av  $\text{SO}_2$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) i Jädraås, Bergby och Järinge åren 2000–2006.



Figur B2-3. Årsmedelhalter av  $\text{NO}_2$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) i Jädraås, Bergby och Järinge åren 2000–2006.



### 3.4 Marknära ozon

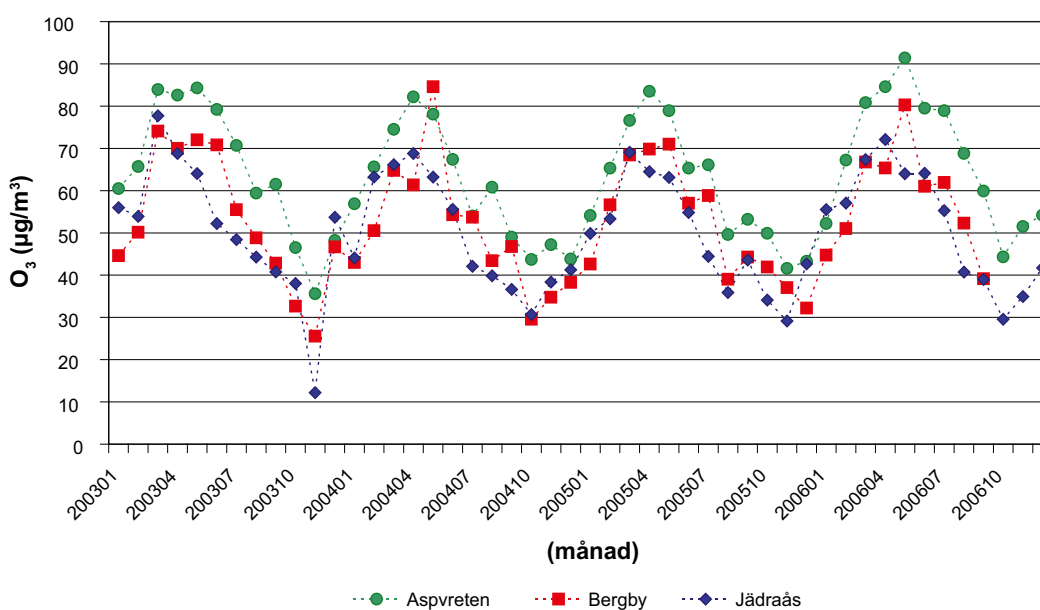
Marknära ozon har mätts på timbasis vid de svenska EMEP-stationerna sedan mitten på 1980-talet. På ett stort antal stationer, inom andra mätnät, finns ozonmätningar med månadsupplösning. I regionen runt Forsmark utförs mätningar av marknära ozon med timupplösning i Aspvreten och med månadsupplösning i Bergby och Jädraås, se figur B2-1. På grund av sitt kustnära läge är det sannolikt att halterna av ozon i Forsmark överrensstämmer bäst med de i Aspvreten.

Halterna av ozon är oftast högre under sommarhalvåret jämfört med vinterhalvåret på grund av att antalet soltimmar är högre under sommaren. Årstidsvariationerna syns tydligt i figur B2-4 med återkommande toppar under perioden april–juni. IMM:s (Institutet för miljömedicin vid Karolinska institutet) lågrisknivå på  $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som timmedelhalt kan antas överskridas under ett stort antal timmar i, speciellt Aspvreten, eftersom månadsmedelhalterna under vårtopparna ofta överstiger  $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Miljö kvalitetsnormer, gränsvärden, miljömål och andra bedömningsgrunder baseras främst på timmedelvärden. Mätningar på timbasis utförs i Aspvreten, medan mätningarna i Bergby och Jädraås utförs månadsvis, se tabell B2-3.

**Tabell B2-2. Årsmedelvärden, 90- och 98-percentiler för dygnsmedelvärden under ett år ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) 2000–2006.**

År	Årsmedelvärde ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	90-percentil för dygnsmedelvärden under ett år ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	98-percentil för dygnsmedelvärden under ett år ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
2000	15	21	28
2001	15	20	29
2002	13	23	39
2003	10	17	23
2004	11	17	30
2005	10	16	28
2006	12	21	34
Medelvärde	12	19	30



**Figur B2-4. Månadsmedelhalter av marknära ozon ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) i Aspvreten, Bergby och Jädraås.**

**Tabell B2-3. Statistik för uppmätta halter av marknära ozon ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) i Aspvreten, Bergby och Jädraås 2000–2006.**

Station År	Årsmedelvärde	Sommarhalvårs- medelvärde	Antal tim-medelvärde över $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Antal glidande 8-timmarsmedelvärde > $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$	AOT40 maj–juli 08–20 $\mu\text{g}/\text{m}^3\text{h}$
<b>Aspvreten</b>					
2000	58	64	0	2	7 125
2001	59	67	0	2	6 088
2002	67	69	0	24	14 933
2003	65	73	0	15	14 337
2004	60	64	0	9	6 420
2005	61	66	0	7	8 952
2006	67	77	3	28	20 644
<b>Bergby</b>					
2000	–	–	–	–	–
2001	–	–	–	–	–
2002	50	59	–	–	–
2003	53	60	–	–	–
2004	50	57	–	–	–
2005	52	57	–	–	–
2006	Resultat ej klara för okt–dec 2006	60	–	–	–
<b>Jädraås</b>					
2000	–	51	–	–	–
2001	49	50	–	–	–
2002	50	55	–	–	–
2003	51	53	–	–	–
2004	49	51	–	–	–
2005	49	51	–	–	–
2006	52	56	–	–	–

För att skydda växtlighet finns kritiska s k AOT40-nivåer<sup>2</sup>. Nivån för grödor har satts till  $18\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{h}$  under maj–juli som målvärde 2010 (gäller som medelvärde under en 5-års-period) och till  $6\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{h}$  som långsiktigt mål.

## 4 Deposition i bakgrundsmiljö

### 4.1 Svavel

Halter av sulfat-svavel ( $\text{SO}_4\text{-S}$ ) i nederbörd på öppet fält mäts i Jädraås, Ryda Kungsgård, Järinge, Arlanda, Bergby och Galmsjön, se figur B2-1. I tabell B2-4 redovisas deposition av svavel, utan havssaltets bidrag under åren 2000–2006. Depositionen i Jädraås, Ryda Kungsgård och Galmsjön är troligtvis något lägre än den i Forsmark. Detta beror på att dessa tre stationer ligger längre från kusten än vad Forsmark gör.

Torr-, våt- och total deposition av svavel utan havssaltets bidrag har även beräknats för Uppsala län med SMHI:s s k MATCH-modell ([www.smhi.se](http://www.smhi.se)), se tabell B2-5.

Den totala depositionen (torr+våt) av svavel utan havssaltets bidrag har utifrån mätningar i Jädraås, Ryda Kungsgård, Järinge, Arlanda, Bergby och Galmsjön och beräkningar med MATCH-modellen uppskattats vara ca  $0,35 \text{ g}/\text{m}^2\cdot\text{år}$  i området runt Forsmark under de senaste åren.

<sup>2</sup> AOT40 står för Accumulated Ozone Exposure over Threshold 40 ppb ( $80 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ ) och innebär ett samlat mått på den ozonexponering över 40 ppb som vegetation utsätts för. Ozonhaltbidragen över 40 ppb summeras timme för timme under dygnets ljusa timmar och under en viss period, vilken är tre månader för gröda och ett halvår för skogsträd.

**Tabell B2-4. Deposition av svavel (SO<sub>4</sub>-S) utan havssaltets bidrag (g/m<sup>2</sup>) från nederbörds-mätningar på öppet fält i bakgrundsmiljö i omgivningarna runt Forsmark.**

År	Jädraås	Ryda Kungsgård	Hydrologiskt år	Järinge	Arlanda	Bergby	Galmsjön
2000	0,36	0,29	1999/00	0,32	0,34	0,31	–
2001	0,25	0,24	2000/01	0,54	0,37	0,39	–
2002	0,23	0,18	2001/02	–	0,30	0,27	–
2003	0,21	0,24	2002/03	–	0,31	0,29	0,22
2004	0,17	0,13	2003/04	–	0,30	0,32	0,18
2005	0,17	0,15	2004/05	–	0,28	0,28	0,17
2006	0,21	0,20	2005/06	–	0,29	0,30	0,24
Medel	0,23	0,20	Medel	–	0,31	0,31	0,20

**Tabell B2-5. Beräknad deposition av svavel (SO<sub>4</sub>-S) utan havssaltets bidrag (g/m<sup>2</sup>) i omgivningarna runt Forsmark som ett medelvärde 2000/01–2004/05.**

Medelvärde 2000/01–2004/05	MATCH
Total deposition	0,34–0,40

## 4.2 Kväve

Halter av nitrat-kväve (NO<sub>3</sub>-N) och ammonium-kväve (NH<sub>4</sub>-N) i nederbörd på öppet fält mäts i Jädraås, Ryda Kungsgård, Järinge, Arlanda, Bergby och Galmsjön, se figur B2-1 och tabell B2-6. Depositionen i Jädraås, Ryda Kungsgård och Galmsjön är troligtvis något lägre än den i Forsmark. Detta beror på att dessa tre stationer ligger längre från kusten och/eller på större avstånd från Stockholm än vad Forsmark gör.

Torr-, våt- och total deposition av kväve har även beräknats för Uppsala län med SMHI:s MATCH-modell ([www.smhi.se](http://www.smhi.se)), se tabell B2-8.

Den totala depositionen (torr+våt) av kväve har utifrån mätningar i Jädraås, Ryda Kungsgård, Järinge, Arlanda, Bergby och Galmsjön och beräkningar med MATCH uppskattats vara ca 0,6 g/m<sup>2</sup>·år i området runt Forsmark under de senaste åren.

**Tabell B2-6. Deposition av kväve (g/m<sup>2</sup>) från nederbörds-mätningar på öppet fält i bakgrundsmiljö i Jädraås och Ryda Kungsgård under kalenderår.**

År	Jädraås			Ryda Kungsgård		
	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Tot N	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Tot N
2000	0,30	0,32	0,62	0,24	0,23	0,47
2001	0,21	0,23	0,44	0,21	0,22	0,44
2002	0,19	0,17	0,36	0,18	0,17	0,35
2003	0,21	0,18	0,39	0,27	0,23	0,50
2004	0,16	0,16	0,32	0,14	0,14	0,27
2005	0,16	0,13	0,29	0,16	0,11	0,27
2006	0,23	0,18	0,41	0,23	0,16	0,39
Medel	0,21	0,19	0,40	0,20	0,18	0,38

**Tabell B2-7. Deposition av kväve (g/m<sup>2</sup>) från nederbörds­mätningar på öppet fält i bakgrundsmiljö i Järinge, Arlanda, Bergby och Galmsjön under hydrologiskt år.**

Hydrologiskt år	Järinge			Arlanda			Bergby			Galmsjön		
	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Tot N	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Tot N	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Tot N	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Tot N
1999/00	0,26	0,23	0,49	0,26	0,27	0,53	0,26	0,23	0,49	–	–	–
2000/01	0,35	0,41	0,76	0,36	0,31	0,66	0,33	0,42	0,75	–	–	–
2001/02	–	–	–	0,26	0,27	0,53	0,25	0,23	0,48	–	–	–
2002/03	–	–	–	0,25	0,36	0,61	0,26	0,25	0,51	0,19	0,15	0,34
2003/04	–	–	–	0,29	0,20	0,49	0,31	0,21	0,53	0,18	0,14	0,32
2004/05	–	–	–	0,28	0,45	0,73	0,31	0,46	0,77	0,16	0,15	0,31
2005/06	–	–	–	0,30	0,43	0,74	0,30	0,49	0,79	0,23	0,19	0,43
Medel	–	–	–	0,29	0,33	0,61	0,29	0,33	0,62	0,19	0,16	0,35

**Tabell B2-8. Beräknad deposition av kväve (g/m<sup>2</sup>) i omgivningarna runt Forsmark som ett medelvärde 2000/01–2004/05.**

Medelvärde 2000/01–2004/05	MATCH		
	NO <sub>x</sub> -N*	NH <sub>x</sub> -N*	Total N
Total deposition	0,33–0,38	0,27–0,32	0,60–0,70

\* Depositionen av kväve anges här som NO<sub>x</sub>-N och NH<sub>x</sub>-N eftersom tabellen innehåller både torr- och våtdeposition.

Jämförelse mellan resultat från mätningar och modell visar att det finns en möjlighet att torrdepositionen av kväve är något överskattad i modellen.

## 5 Referenser

### Hemsidor:

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

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

## Emissioner från interna transporter

Uppdelning av de interna transporterna över och under mark (från SKB)

<b>Byggskedet</b>	<b>Över/under</b>
Skogsavverkningsmaskin	ö
Schaktmaskin	ö
Grävmaskin	ö
Traktorgrävare	ö
Hjullastare	u
Dumper, 10 m <sup>3</sup>	ö
Vibrovält	ö
Skylift	ö
Servicefordon	50/50
Mobil kross	ö
Mobilkran	ö
Gaffeltruck	u
Betongbil, 5 m <sup>3</sup>	50/50
Betongpump	50/50
Dumper, 20 m <sup>3</sup>	u
Skrotmaskin	u
Sprängmedelstransport	u
Lastbil, 10 m <sup>3</sup>	50/50
Fordon, asfaltbeläggning	50/50
<b>Driftskedet</b>	<b>Över/under</b>
Dumper, 20 m <sup>3</sup>	u
Sprängmedelstransport	u
Grävmaskin	u
Skrotmaskin	u
Skylift	u
Betongbil, 5 m <sup>3</sup>	u
Lastbil, 10 m <sup>3</sup>	50/50
Frontlastare	50/50
Vibrovält	u
Servicefordon (person)	50/50
Servicefordon (goods)	50/50
Transport bentonitblock	u
Deponeringsfordon kapsel	u
Gaffeltruck	u
Dragbil containrar återfyllningsmassor	u
Betongpump	u
Tungtransport kapsel	u
<b>Avveckling</b>	<b>Över/under</b>
Lastbil, 10 m <sup>3</sup>	u
Dragbil containrar återfyllningsmassor	u
Gaffeltruck	u
Skylift	u
<b>Hjullastare</b>	<b>50/50</b>
Servicefordon	ö
Mobilkran	ö
Schaktmaskin	ö

## Emissioner (extern trafik)

Emissioner för extern trafik i kg per km och år som underlag för spridningsberäkningar.

	NO <sub>x</sub> kg/km år	CO kg/km år	HC kg/km år	PM kg/km år	PM <sub>resusp</sub> kg/km år	FC ton/km år	CO <sub>2</sub> ton/km år
<b>Laxemar Väg 743</b>		<b>Basteböl</b>					
2015	203	71,9	10,9	3,66	119	16,1	50,3
2018	200	82,1	12,4	3,45	170	20,3	63,3
2030	21,9	16,8	1,78	0,211	99,3	13,2	41,0
2075	11,9	6,39	0,682	0,136	36,5	5,75	18,0
<b>Laxemar E22</b>		<b>Björkslund</b>					
2015	134	36,8	6,17	2,40	58,3	9,12	28,5
2018	114	42,3	6,53	1,95	86,9	10,9	33,9
2030	15,5	8,2	0,780	0,103	51,6	8,48	26,5
2075	9,94	4,34	0,415	0,0804	26,8	4,83	15,1
<b>Forsmark Väg 76</b>		<b>Johannisfors, Norrskedika</b>					
<b>2015</b>	<b>225</b>	<b>74,8</b>	<b>11,6</b>	<b>4,05</b>	<b>123</b>	<b>17,2</b>	<b>53,5</b>
<b>2018</b>	<b>157</b>	<b>77,7</b>	<b>11,2</b>	<b>2,72</b>	<b>162</b>	<b>18,0</b>	<b>56,0</b>
<b>2030</b>	<b>19,2</b>	<b>17,2</b>	<b>1,88</b>	<b>0,212</b>	<b>100</b>	<b>12,2</b>	<b>37,9</b>
<b>2075</b>	<b>10,7</b>	<b>7,14</b>	<b>0,816</b>	<b>0,160</b>	<b>38,8</b>	<b>5,31</b>	<b>16,5</b>
<b>Laxemar Väg 743</b>		<b>Bakgr</b>	<b>Basteböl</b>				
2015	186	114	14,4	3,29	207	22,1	68,4
2018	170	98,1	13,6	2,82	212	22,0	68,1
2030	37,4	40,0	4,40	0,382	233	26,3	81,0
2075							
<b>Laxemar E22</b>		<b>Bakgr</b>	<b>Björkslund</b>				
2015	1 111	545	73,2	19,6	962	111	345
2018	1 012	464	67,6	16,9	990	112	347
2030	205	184	19,7	1,79	1 090	135	416
2075							
<b>Forsmark Väg 76</b>		<b>Bakgr</b>	<b>Johannisfors</b>				
<b>2015</b>	<b>330</b>	<b>160</b>	<b>21,5</b>	<b>5,83</b>	<b>282</b>	<b>32,7</b>	<b>102</b>
<b>2018</b>	<b>350</b>	<b>144</b>	<b>21,5</b>	<b>5,85</b>	<b>304</b>	<b>35,9</b>	<b>112</b>
<b>2030</b>	<b>61</b>	<b>55,3</b>	<b>5,92</b>	<b>0,537</b>	<b>328</b>	<b>40,2</b>	<b>124</b>
<b>2075</b>							
<b>Forsmark Väg 76</b>		<b>Bakgr</b>	<b>Norrskedika</b>				
<b>2015</b>	<b>–</b>	<b>–</b>	<b>–</b>	<b>–</b>	<b>–</b>	<b>–</b>	<b>–</b>
<b>2018</b>	<b>760</b>	<b>350</b>	<b>51,0</b>	<b>12,7</b>	<b>748</b>	<b>84,1</b>	<b>261</b>
<b>2030</b>	<b>156</b>	<b>142</b>	<b>15,2</b>	<b>1,38</b>	<b>840</b>	<b>103</b>	<b>317</b>
<b>2075</b>							

## Metodbeskrivning damningsberäkningar

Kunskapen om damning och spridning från bergkrossarbete är mycket bristfällig. För att kunna beräkna emissionsfaktorer för damning runt bergkrossar, grusupplag, byggen m m har mätning av partikelhalter skett vid en större bergkross (figur B5-1 och figur B5-2). Vid bergkrossen förekommer även upplag av krossade bergmassor, omlastning av bergmassor och annan berghantering som gör att den uppmätta verksamheten kan antas motsvara det område och förutsättningar som byggarbetsområdet vid Forsmark kommer att utgöra. På samma plats som partikelmätningarna gjordes genomfördes även mätningar av vindhastighet och vindriktning för att erhålla lokala meteorologiska förhållanden (figur B5-3). Information om nederbörd hämtades från en meteorologisk station några kilometer från bergkrossen. Denna parameter är dock inte lika känslig för lokala förhållande varför de bedömdes relevanta att använda.

Partikelmätningarna genomfördes med en av IVL framtagen metod se figur B5-1. Partiklarna insamlas på filter samtidigt som den provtagna luftvolymen registreras.



**Figur B5-1.** IVL:s mät huvud för partikelmätning ( $PM_{10}$ ) (Foto: Karin Persson, IVL).



a)



b)

**Figur B5-2.** a) Översikt och b) detaljbild av stenkrossen där mätningarna för damning genomförts. Mätvagnens placering vid stjärnan.

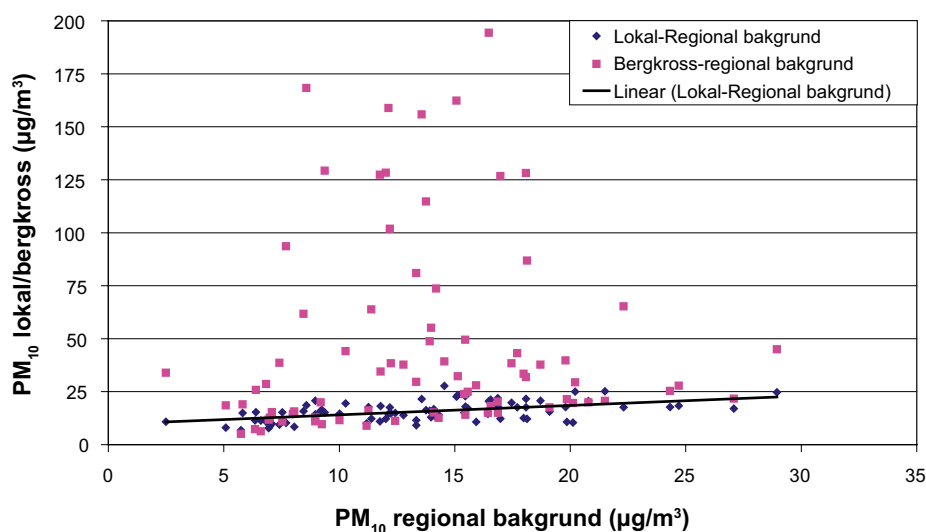


Partikelmätningarna vid bergkrossen genomfördes som dygnsmedelvärde under tre månader från 070721–071010. Det förekom stora skillnader i halterna, från 5 till 190  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (figur B5-3). I den uppmätta halten inkluderas haltbidrag från bergkrossen, andra lokala/regionala källor (så som trafik och förbränning) samt långdistanstransporterade partiklar från andra delar av landet samt andra länder. Just för partiklar kan det långdistanstransporterade bidraget vara betydande. För att kunna uppskatta emissionen från bergkrossen måste detta haltbidrag särskiljas från de övriga. En jämförelse mellan mätningarna i bergkrossen och mätningar i både regional och lokal bakgrund har därför gjorts. Mätningarna i regional bakgrund representerar långdistanstransporterade föroreningar medan de i lokal bakgrund även inkluderar mer närbelägna källor (figur B5-4).

Det framgår av resultatet i figur B5-4 att det finns ett tydligt samband mellan lokal och regional halt. För halter uppmätta i bergkrossen finns vid vissa dygn ett visst samband men samtidigt förekommer ett flertal tillfällen där bergkrossens halter är 2–10 gånger högre än motsvarande halt uppmätt i lokal bakgrund. Det är vid dessa höghaltstillfällen som uppvirvling antas ha förekommit.



**Figur B5-3.** Lokalisering av mätkontinern samt förstoring. Partikelmätningarna genomfördes på ca 2 m höjd (lilla masten) och vindmätningarna på ca 5 m höjd (stor mast sträcker sig ovanför bilden).

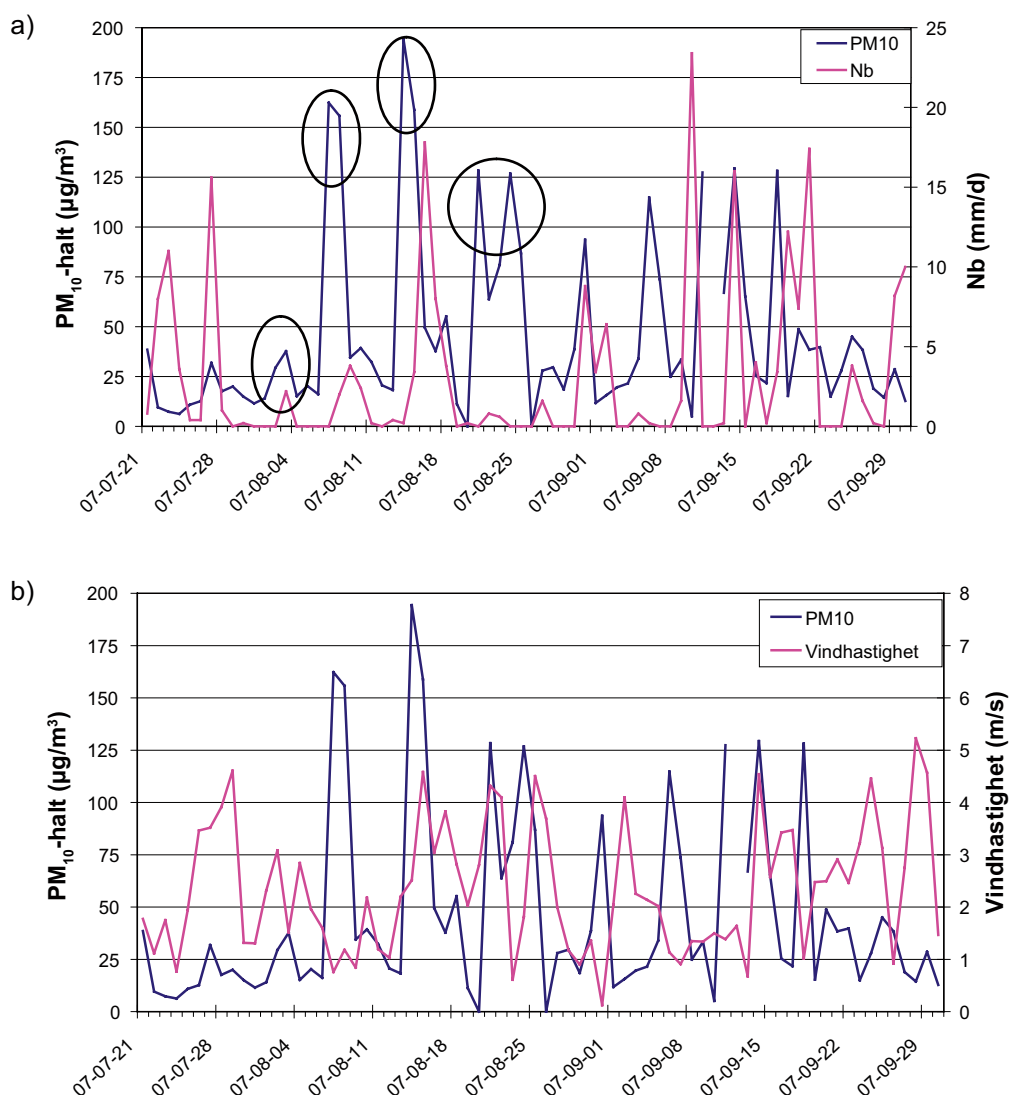


**Figur B5-4.** Jämförelse mellan uppmätta dygnsmedelvärden av  $\text{PM}_{10}$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) i regional bakgrund och vid bergkrossen (rosa punkter) samt mellan regional bakgrund och lokal bakgrundshalt (blå punkter).

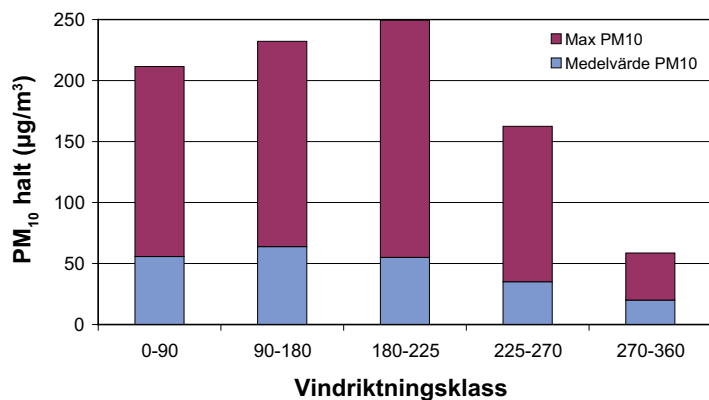
I syfte att utreda vilken eller vilka meteorologiska parametrar som är mest styrande för halten har en analys gjorts mellan uppmätta halter och olika meteorologiska parametrar. I B5-5 presenteras en jämförelse mellan  $PM_{10}$ -mätningar och dels (a) nederbörd dels (b) vindhastighet. Vid analys framgår att förhöjda halter endast förekommer om det varit nederbördsfritt i åtminstone tre dygn. I figur B5-5a, visar inringade mätningar tillfällena då det varit höga halter efter tre eller flera dygn utan regn. Sambandet mellan vindhastighet och partikelhalt visas i figur B5-5b.

I den fortsatta analysen har ”störmomentet” från långdistanstransporterade- och/eller lokala haltbidrag subtraherats från den uppmätta  $PM_{10}$ -halten vid bergkrossen så att endast krossens haltbidrag används i de följande analyserna.

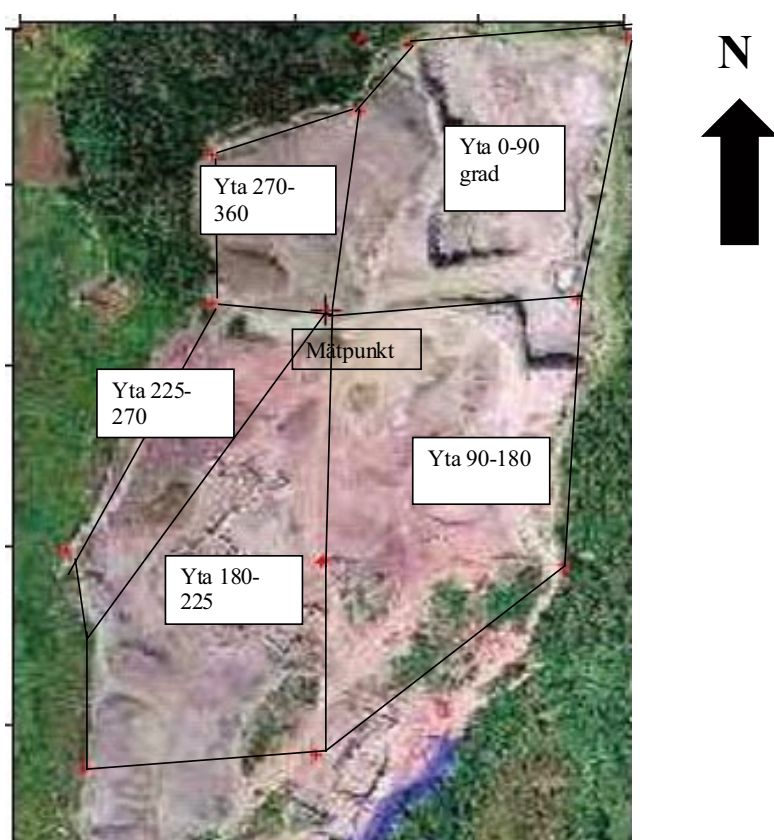
En analys visar att haltbidraget varierar med vindriktningen (figur B5-6). Skälet till detta antas vara dels ytans storlek i lovart om mätpunkten dels dess beskaffenhet (så som marktäcke och råhet). Vid beräkning av emissionsfaktorer inkluderas ytans storlek vilket medför att emissionsfaktorerna för de olika vindriktningarna inte skiljer sig lika mycket som haltbidragen. Den kvarstående skillnaden i emissionsfaktorerna beror främst på olika ytråhet. De ytor som bäst överensstämde med ytråheten vid ett upplag för krossat berg, var ”Yta 0–90” samt ”Yta 90–180” enligt figur.



**Figur B5-5.** Jämförelse mellan uppmätt  $PM_{10}$ -halt och a) nederbörd och b) vindhastighet. Ringarna i figur a representerar några situationer med höga halter i kombination med flera dagar utan nederbörd.



Figur B5-6. Medelhaltbidrag för olika vindriktningssklasser vid bergkrossen av  $PM_{10}$  för hela mätperioden.



Figur B5-7. De olika ytorna som motsvarar vindriktningssklasserna vilka använts för emissionsberäkningarna.

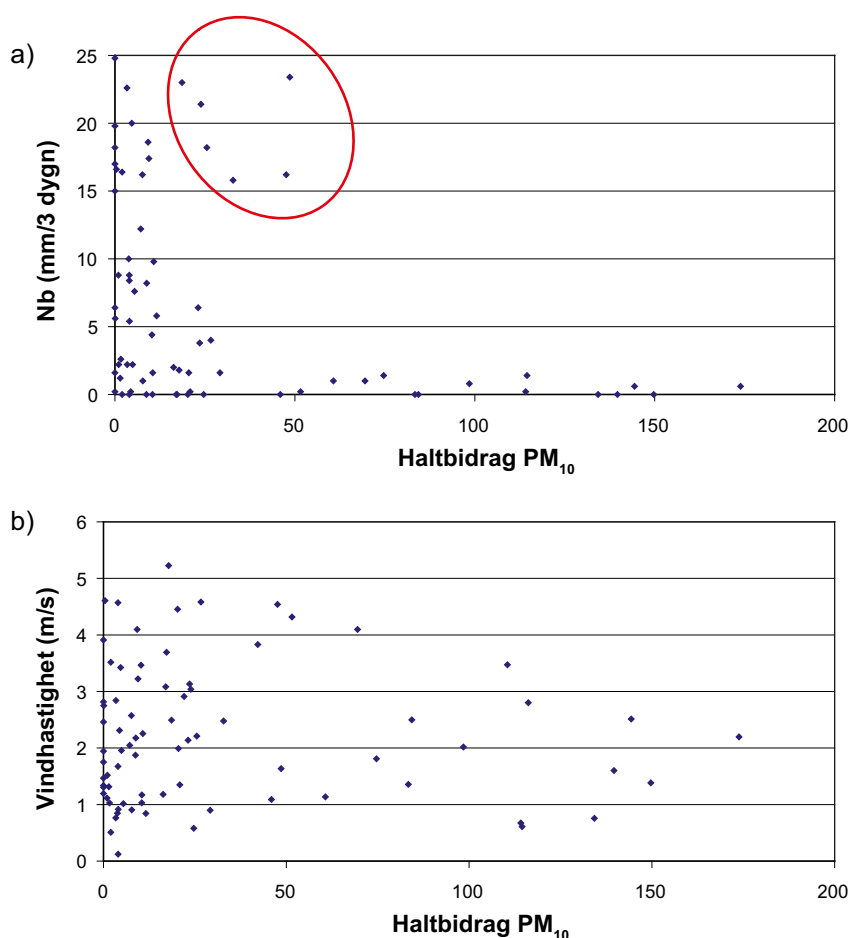
I figur B5-8 visas jämförelse mellan haltbidrag av  $PM_{10}$  och summan av nederbördsmängden under 3 dygn.

Det framgår av figur a att det finns ett starkt samband mellan nederbördsmängd och haltbidrag av  $PM_{10}$ . Det finns inte något bra samband mellan partikelbelastningen och vindhastighet (figur b). Möjligen kan en ökning av haltbidraget ses till och med ca 2,5 m/s och därefter en utspädning. För att erhålla en fullständig förståelse för alla processer krävs dock mer mätdata. Men enligt ovanstående figur a så förekom det nästan inga haltbidrag mindre än ca 25–30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  om inte summan av nederbörden under en tredygnsperiod var mindre än ca 2 mm/3dygn. Vid nederbörd större än ca 15 mm/3dygn uppmättes få haltbidrag större än 13–14  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Vid några undantag,

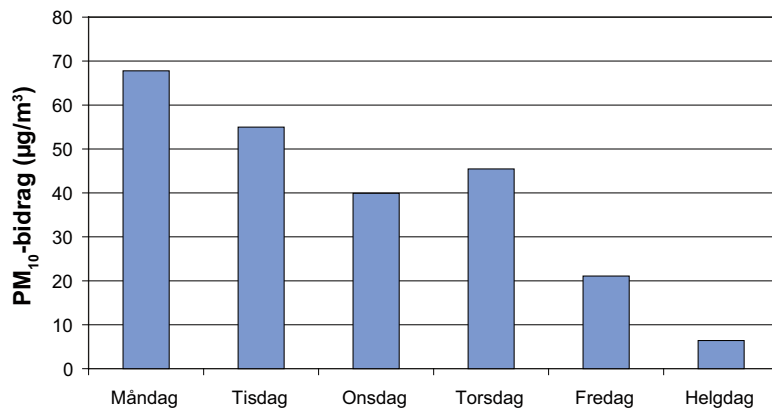
markerade med en röd ring i figur B5-8a, uppmättes dock förhållandevis höga halter trots relativt mycket nederbörd. Vid detaljerad kontroll av dessa tillfällen så hade det, utan undantag, endast förekommit några kortvariga skurar under dagen och i övrigt varit relativt varmt och blåsigt (mellan 10–15 °C och ca 10 m/s i omgivande öppen terräng). Förklaringen är därför sannolikt att upptorkningen av marken varit effektiv, vilket möjliggjort damning under del av dygnet.

Av analysen framgår även att det inte uppmättes några riktigt höga haltbidrag under helger. Det förekom inte heller någon märkbar påverkan på dygsmedelhaltbidraget av  $PM_{10}$  från sprängningar i bergkrossen, vilka alltid genomfördes på torsdagar (figur B5-9). Möjligtvis kan ett högre haltbidrag ses på måndag och lägre på fredag.

En vidare analys visade att medelhaltbidraget även varierade beroende på veckodag. Eftersom nederbörden är den meteorologiskall parameter som påverkar haltbidraget mest gjordes en test på hur många tillfällen med nederbörd som förekom under de olika veckodagarna. Denna visar att det förekom flest tillfällen med lite eller ingen nederbörd under veckodagarna förutom på fredagar då det även har varit några tillfällen med mycket nederbörd. Förutsättningarna för damning har därför varit mest ”gynnsamma” under måndag–torsdag och sämst förutsättningar under helger. Vid jämförelse mellan haltbidragen vid endast torra tillfällen under vardagar och helger är bidraget 6 gånger högre under vardagar än under helger. Skillnaden mellan haltbidraget under vardagar och helger beror därför inte endast på skillnaden i nederbörd. Ytterligare en förklaring är att det sannolikt krävs aktivitet i bergkrossen, i form trafik från arbetsfordon som river och virvlar upp materialet från markytan, så att vinden kan transportera partiklarna vidare.



**Figur B5-8.** Jämförelse mellan bergkrossens haltbidrag av  $PM_{10}$  och a) summan av nederbördsmängden för 3 dygn (mätt ca 2 km från bergkrossen) och b) vindhastighet (mätt vid bergkrossen) för alla tillfällen. Röd ring i a) visar tillfällen med förutsättningar för stor upptorkning.



*Figur B5-9. Medelhaltbidrag för respektive veckodag (lördag och söndag=helgdag) vid bergkrossen av PM<sub>10</sub> för hela mätperioden.*

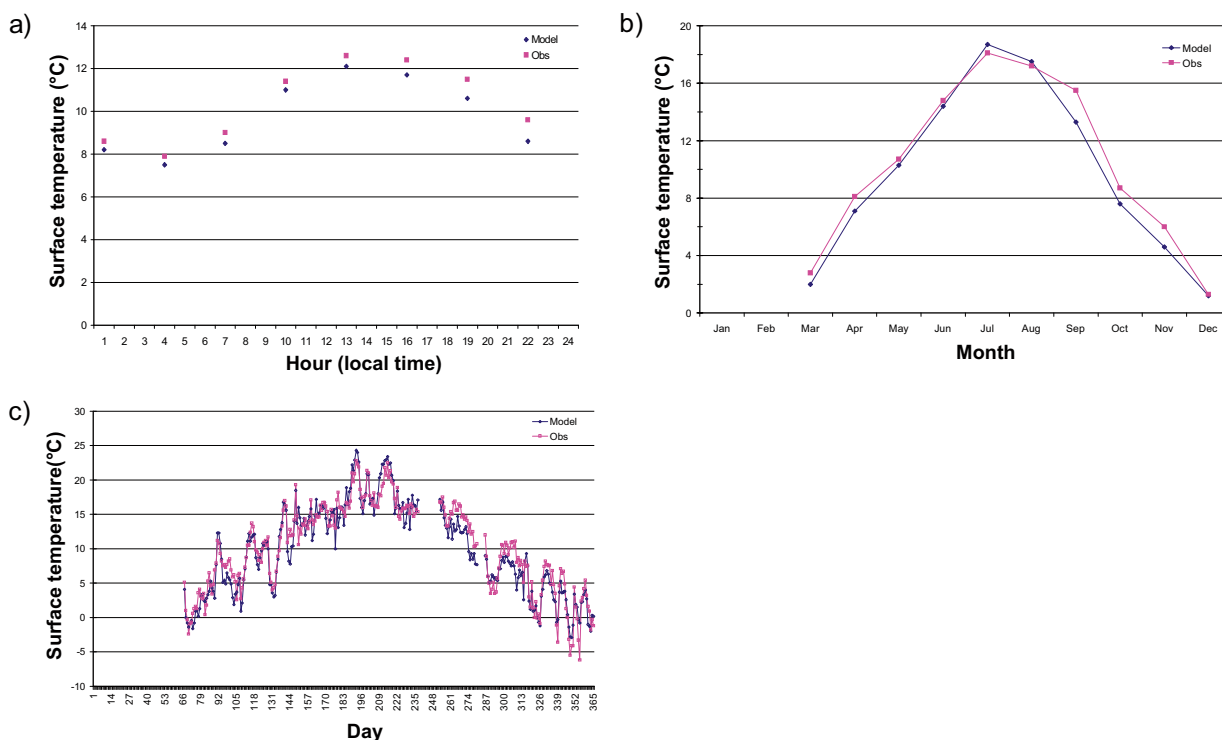
## Beskrivning TAPM modellen

För spridningsberäkningarna har TAPM (The Air Pollution Model) används, vilket är en prognostisk modell utvecklad av CSIRO i Australien. I TAPM beräknas meteorologiska data från storskaliga synoptiska väderdata (= lokalisering av låg/högtryck m m vilka styr den marknära meteorologin) ner till en skala av ca  $1 \times 1$  km. I dessa beräkningar tas även hänsyn till topografi, markbeskaffenhet, havstemperatur m m. På detta sätt får man fram den marknära lokalspecifika meteorologin utan att behöva använda platspecifika 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 och nederbörd beräknas horisontellt och vertikalt.

Med utgångspunkt från den beräknade meteorologin beräknas halter för olika föroreningsparametrar timme för timme inkluderande, förutom dispersion, även kemisk omvandling av  $\text{SO}_2$  och partikelbildning, fotokemiska reaktioner (bl a  $\text{NO}_x$ ,  $\text{O}_3$  och kolväte) i gasfas samt våt- och torrdeposition. I spridningsberäkningarna kan både punkt-, linje- och areakällor behandlas. Resultatet av spridning av föroreningar såväl som meteorologin presenteras dels i form av kartor, dels i form av diagram och tabeller både som årsmedelvärden och olika percentiler (dygn respektive timmedelvärden).

Modellen har validerats i både Australien och USA, och IVL har också genomfört valideringar för svenska förhållanden dels i södra Sverige /Chen et al. 2002/. Resultaten visar på mycket god överensstämmelse mellan modellerade och uppmätta värden. Mer detaljer om modellen kan erhållas via [www.dar.csiro.au/TAPM](http://www.dar.csiro.au/TAPM).

I /Chen et al. 2002/ gjordes även en jämförelse mellan uppmätta (med TAPM) och beräknade parametrar. I figur B6-1 presenteras jämförelsen av temperatur i olika tidsupplösning.



**Figur B6-1.** Uppmätt och modellerad lufttemperatur i Göteborg för 1999 (a) timvariation; (b) säsong variation; (c) dygnsvariation.

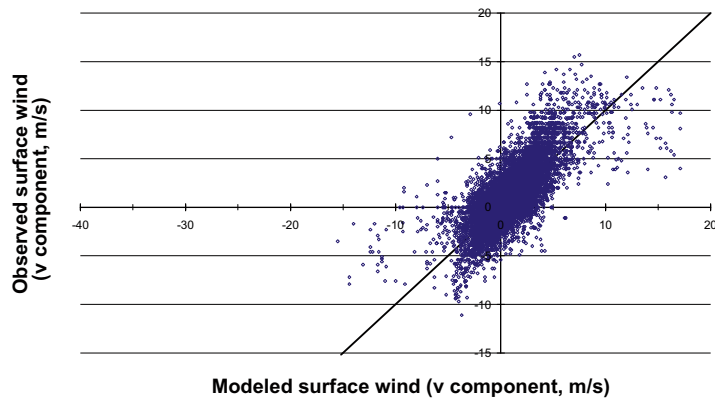


I figur B6-2 presenteras en jämförelse mellan uppmätt och beräknad vindhastighet vid Säve.

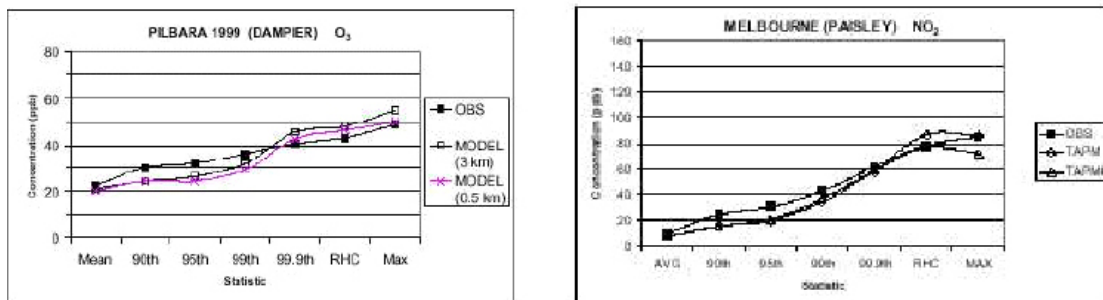
Jämförelse mellan uppmätta och modellerade ozon- och NO<sub>2</sub>-halter har genomförts i Australien (se figur B6-3).

## Referenser

**Chen et al, 2002.** IVL-rapport L02/51 ”Application of TAPM in Swedish West Coast: validation during 1999–2000”.



*Figur B6-2. Jämförelse mellan beräknad och uppmätt vindhastighet vid /Säve 1999/.*



*Figur B6-3. Jämförelse mellan uppmätta O<sub>3</sub> och NO<sub>2</sub> halter i Australien, gridupplösning 3×3 km.*

## Beskrivning MISKAM-modellen

För spridningsberäkningarna i lokal till mikrisakala har MISKAM modellen (Microscale Climate and Dispersion Model) använts. Modellen är utvecklad av Institut für Physik der Atmosphäre of the University of Mainz.

MISKAM modellen är en av de idag mest sofistikerade modeller för beräkning i mikroskala. Den är en tredimensionell dispersionsmodell som kan beräkna vind- och haltfördelningen med hög upplösning i allt från gaturum och vägavsnitt till kvarter eller del av städer. Modellen simulerar strömningsmönster runt bl a byggnader på ett realistiskt sätt genom att använda tredimensionella rörelseekvationer. Modellen tar även hänsyn till horisontell transport (advektion), samt sedimentation och deposition. Föroreningskällorna kan beskrivas som punkt eller linjekällor.

Modellen är speciellt anpassad för att användas i planeringsprocesser av exempelvis nya vägdragningar eller nybyggnation i urbana områden.

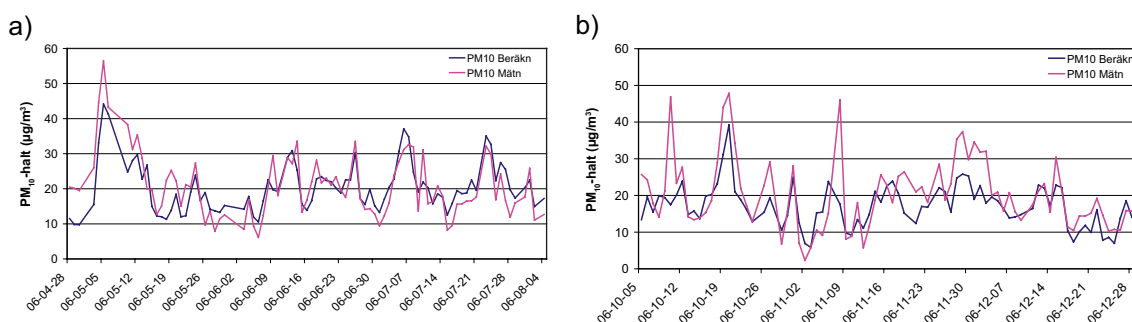
Traditionella Gaussiska eller Eulerska spridningsmodeller beräknar endast spridning av luftföroreningar ner till taknivå i tätbebyggt område, då turbulens runt tex huskroppar inte tas hänsyn till. För att beräkna haltnivåer ner till markplan (där människor vistas) i tätbebyggt område samt med hög upplösningen, erfordras en modell där de tredimensionella marknära strömningsförhållanden tas hänsyn till, varför den sk MISKAM modellen föreslås.

Då MISKAM-modellen simulerar ett tredimensionellt vindfält över beräkningsområdet erfordras en tredimensionell karta där byggnaders horisontella och vertikala utsträckning finns definierade. I vissa kommuner finns sådana kartor färdigställda.

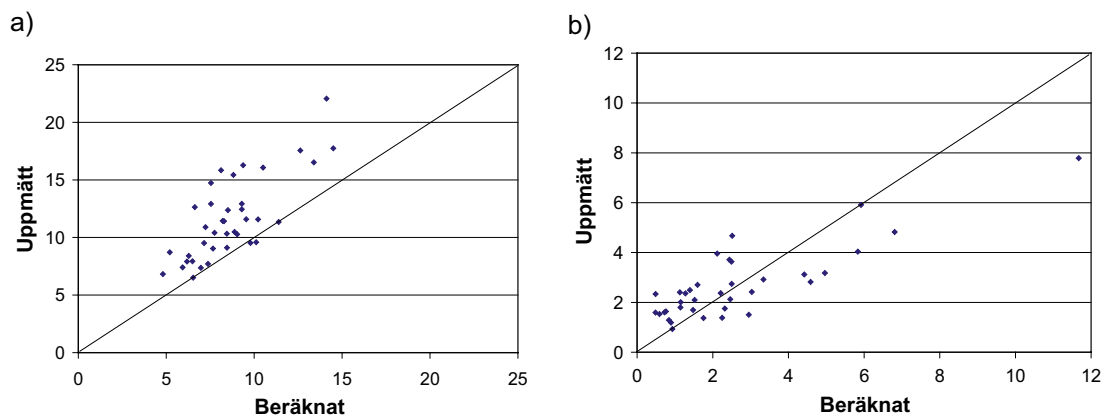
## Validering av Miskam i Sverige

En validering av modellen har genomförts i södra Sverige (Ystad) /Haeger-Eugensson et al. 2007/ där jämförelse har gjorts mellan uppmätta och beräknade  $PM_{10}$ -halter i gaturum baserade på dygnsmedelvärden (figur B7-1) för a) vår-sommar och b) höst-vinter.

Skillnaden mellan beräknade och uppmätta  $PM_{10}$ -halter är ca  $\pm 20\%$ . Jämförelse har även gjorts mellan beräknade och uppmätta  $NO_2$ -halter (figur B7-2a) och  $SO_2$  (figur B7-2b). För  $NO_2$  är den beräknade halten underskattad med ca  $20\%$ . För  $SO_2$  är noggrannheten ca  $\pm 5\%$ .



**Figur B7-1.** Jämförelse mellan beräknade (blå) och uppmätta (rosa) halter av  $PM_{10}$  baserat på dygnsmedelvärden.



**Figur B7-2.** Jämförelse mellan beräknade och uppmätta halter av a)  $\text{NO}_2$  och b)  $\text{SO}_2$  baserat på veckomedelvärden.

Ovan redovisade överensstämmelser faller väl inom ramen för fastställda noggrannhetskrav på modeller,  $\pm 50\%$  /Naturvårdsverket 2006/.

## Referenser

**Haeger-Eugensson M, Jerksjö M, Fridell E, Tang L, Persson K, Svensson A, 2007.**  
Uppbyggnad av EDB och spridningsberäkning samt mätning av luftföroreningar – För Ystad.

**Naturvårdsverket, 2006.** Luftguiden. NV 2006:2 utgåva 1.

### Bedömning av framtidens fordon

#### Introduktion

Denna delrapport innefattar en litteraturstudie där nationellt och internationellt kunskapsläge om framtidens fordon sammanställs. Studien som avser vägfordon och arbetsfordon, analyserar teknikutveckling, framtidens bränslen samt framtida emissioner. För tiden fram till ca år 2020 bygger antagandena på olika prognosverktyg, beslutad lagstiftning m m. För en mer framtida tidshorisont blir resultatet av nödvändighet mer spekulativt och bygger på visionsdokument och strategier.

#### Syfte och mål

Syftet med denna etapp är att ge en bedömning av vilka bränslen som kommer att användas samt utsläpp till luft från fordon, inklusive arbetsfordon, för de olika faserna i slutförvaret av utbränt kärnbränsle. Detta kommer att användas som underlag vid beräkning av emissioner i andra etapper av uppdraget. De emissioner som behandlas är kväveoxider (NO<sub>x</sub>), kolmonoxid (CO), koldioxid (CO<sub>2</sub>), kolväten (HC) samt partiklar.

Mer specifikt fokuseras studien på ett år i respektive skede av slutförvarsanläggningen. Detta har diskuterats fram till att bli följande årtal:

Byggetapp 1	2015
Byggetapp 2	2018
Drift	2030
Avveckling	2075

De fordon som är intressanta kan beskrivas enligt följande:

Byggetapper	Arbetsfordon 18–560 kW, medeltunga lastbilar samt personbilar.
Drift	Medeltunga och tunga lastbilar, personbilar, bussar samt arbetsfordon 18–560 kW.
Avveckling	Arbetsfordon 18–560 kW, tunga lastbilar samt personbilar.

#### Bakgrund

Emissioner från personbilar har minskat kraftigt sedan införandet av katalytisk avgasrening 1988. Under senare tid, och framför allt under de närmaste åren kommer utsläppen från lastbilar och arbetsfordon att minska. För de fordon som är aktuella här finns omfattande reglering inom EU som bestämmer tillåtna utsläpp. Kraven skärps successivt vilket gör att utsläppen är starkt beroende av fordonets tillverkningsår. Samtidigt finns en diskrepans mellan emissionskrav och de faktiska utsläppen. Detta beror av faktorer som att de körcykler som används vid testning ej representerar ”verklig” körning. Vidare måste man ta hänsyn till fordonsflottans sammansättning avseende ålder m m. Förutom avgaser genereras förslitningspartiklar (från vägbanor, bromsar m m) när fordon används.

Parallellt med införandet av renare motorer och efterbehandlingssystem pågår en successiv övergång från fossila bränslen till olika alternativ. Avseende den mer nära framtiden kan man utgå ifrån att de bränslen/energisystem för fordon som testas idag är de som kommer att vara aktuella. Det rör sig om diverse biodrivmedel för förbränningsmotorer, hybridfordon med elmotorer samt till en liten del bränsleceller för elgenerering till olika tillbehör.

## Övergripande

Möjligheterna att göra bedömningar av fordonsutsläpp är mycket olika för de olika aktuella årtalen. För byggskedena kan relativt säkra förutsättningar göras beroende på att mycket av den avgasreglering som kommer att gälla då är beslutad eller relativt långt diskuterad. Vidare finns modeller där utsläpp i verklig trafik för vägfordon finns prognostiserat fram till 2020. Det mest omfattande verktyget är den s k Artemismodellen som tagits fram inom ett EU-projekt. De faktiska utsläppen beror på en mängd saker som ålder på fordonet och körmönster.

För driftskedet och avvecklingsskedet går det inte att förlita sig på de modeller och den lagstiftning som finns nu. Här görs istället bedömningar och uppskattningar. En nyckelparameter för att avgöra framtida emissioner är vilka bränslen som kommer att användas. Utvecklingen av nya bränslen går nu snabbt och det är mycket vanskligt att förutspå vilka som kommer att vara förhärskande om 50 år. En annan viktig faktor är kostnadseffektiviteten i utsläppsreduktioner. Det är redan mycket dyrt att fortsätta reduktionen av t ex kväveoxidutsläpp från vägfordon, varför det är rimligt att tro att man i framtiden kommer att fokusera på andra utsläppskällor för att ytterligare reducera utsläppen.

## Datinsamling

Kunskapsinsamlingen gjordes via olika kanaler, bl a gjordes en omfattande litteratursökning i Chemical Abstract för att täcka in forskningslitteraturen på området. Även en omfattande studie av öppna källor på internet har gjorts. Vidare har kontakter tagits med fordonstillverkare och myndigheter.

## Lagkrav angående emissioner

Emissionerna från lastbilar är reglerat i olika EU-direktiv. Dessa stipulerar vilka emissioner som är tillåtna då fordonet körs i en viss testcykel. Detta görs för lastbilar i en motorbänk och kraven anges som massa av emissionen per enhet av utvecklad effekt i motorn, dvs i g/kWh. Emissionskraven skärps successivt och ges i tabell B8-1 för olika kravnivåer. Liknande krav finns även i t ex USA och Japan men ofta skiljer sig certifieringscyklerna och kravnivåerna åt något. Som synes i tabell B8-1 är emissionerna från en lastbil enligt Euro 5-kraven betydligt lägre än för en äldre lastbil.

Ytterligare krav kommer att införas och diskuteras just nu. En bedömning är att avväga minskade emissioner av luftföroreningar till en ökad bränsleförbrukning som detta kan medföra. Inom EU diskuteras fyra olika förslag till emissionsnivåer för Euro 6. Dessa anges i tabell B8-2 tillsammans med en bedömning av hur de olika förslagen påverkar bränsleförbrukningen. Mest troligt verkar vara att förslag A eller D antas vilket innebär en skärpning framförallt av utsläppen av kväveoxider samt krav som liknar de i USA.

För personbilar finns liknande system med certifieringscykler. Här anges dock utsläppen i g/km. Tabell B8-3 ger en översikt av emissionskraven och deras utveckling. Notera att det är olika regelverk för bilar med bensinmotorer och för bilar med dieselmotorer. Det är som synes mycket stor skillnad i emissionskraven nu jämfört med på 80-talet.

Det finns förslag från Kommissionen om skärpta krav på personbilar (Euro 5, 6 i tabell B8-3). Dessa innebär en minskning på 20–25 % för HC och NO<sub>x</sub> och på 80 % för partiklar från dieslbilar. Vidare föreslås regler för antalet partiklar (dvs i tillägg till massan av partiklar) som får släppas ut. Dessa regler kommer troligen inte att gälla förrän år 2010.

**Tabell B8-1. EU:s emissionskrav i g/kWh för lastbilar.**

	Införandeår	NO <sub>x</sub>	Partiklar	Kolväten (HC)	CO
Euro 1	1993	8,0	0,36	1,1	4,5
Euro 2	1996	7,0	0,15	1,1	4,0
Euro 3	2001	5,0	0,1	0,66	2,1
Euro 4	2005	3,5	0,02	0,46	1,5
Euro 5	2008	2,0	0,02	0,46	1,5

**Tabell B8-2. Olika scenarier för Euro 6 emissionskrav för lastbilar.**

Table	Euro VI scenarios							
	A		B		C		D	
g/kWh	CI <sup>2)</sup>	PI <sup>3)</sup>	CI <sup>2)</sup>	PI <sup>3)</sup>	CI <sup>2)</sup>	PI <sup>3)</sup>	CI <sup>2)</sup>	PI <sup>3)</sup>
Engine	CI <sup>2)</sup>	PI <sup>3)</sup>	CI <sup>2)</sup>	PI <sup>3)</sup>	CI <sup>2)</sup>	PI <sup>3)</sup>	CI <sup>2)</sup>	PI <sup>3)</sup>
PM	0.01	0.01	0.02	0.02	0.015	0.02	0.015	0.01
NO <sub>x</sub>	0.4	0.4	0.2	2.0	1.0	2.0	0.5	1.0
THC	0.16	0.66	0.55	1.05	0.55	1.05	0.55	1.05
CO	4.0	4.0	4.0	3.0	4.0	3.0	4.0	3.0
NH <sub>3</sub> <sup>1)</sup>	10 ppm	10 ppm	10 ppm	10 ppm	10 ppm	10 ppm	10 ppm	10 ppm
Increased CO <sub>2</sub> <sup>4)</sup>	2-3 %	-	5-6%	-	Neutral	-	Neutral	-

<sup>1)</sup> För fordon med SCR (Selective Catalytic Reduction) NO<sub>x</sub>-rening.

<sup>2)</sup> Diesel- och etanoldrift.

<sup>3)</sup> Gasdrift.

<sup>4)</sup> Uppskattad ökning av CO<sub>2</sub> emissioner.

**Tabell B8-3. EU:s emissionskrav i g/km för personbilar, bensin respektive diesel. \*Förslag.**

	Införandeår	NO <sub>x</sub>		HC	HC+NO <sub>x</sub>		CO		PM
		bensin	diesel	bensin	bensin	diesel	bensin	diesel	diesel
Euro 1	1993	–	–	–	0,97	0,97	2,72	2,72	0,14
Euro 2	1996/1997	–	–	–	0,5	0,7–0,9	2,2	1,0	0,08–0,1
Euro 3	2000/2001	0,15	0,50	0,20	–	0,56	2,3	0,64	0,05
Euro 4	2005/2006	0,08	0,25	0,10	–	0,30	1,0	0,50	0,025
Euro 5*	(2010)	0,06	0,18	0,10	–	0,23	1,0	0,50	0,005
Euro 6*	(2014)	0,06	0,08	0,10	–	0,17	1,0	0,50	0,005

För arbetsmaskiner har under senare år införts en omfattande reglering av emissionerna. Det finns även utsläppsregler beslutade ett antal år framåt. Utsläppen av luftföroreningar från denna sektor kommer därför att minska kraftigt framöver då nuvarande maskiner byts ut. För arbetsmaskiner anges utsläppskraven i g/kWh för specifika körcykler och vidare är kraven uppdelade efter motoreffekt och bränsle. I tabell B8-4 anges emissionskraven inom EU för dieseldrivna arbetsmaskiner.

## Bränslen och CO<sub>2</sub>

Växthuseffekten och den resulterande klimatpåverkan är som bekant högt uppe på den politiska dagordningen. Eftersom transporter svarar för en stor del av utsläppen av fossilt CO<sub>2</sub> har denna sektor hamnat i fokus för möjliga åtgärder. I tillägg till detta så är den tillgängliga oljan en begränsad resurs. Figur B8-1 visar hur produktionen förväntas minska under kommande sekel. I tidshorisonten för denna studie är det alltså en nödvändighet att ersätta stora delar av oljekonsumtionen. För att reducera användningen av olja finns tre möjligheter: 1) minska trafikarbetet, 2) mer bränslesnåla motorer, 3) alternativa drivmedel. Det första alternativet är inte sannolikt och dessutom ej av intresse i denna studie. Vad gäller bränsleförbrukningen så finns en stark press på fordonstillverkare att få ner den. Det finns en överenskommelse mellan EU och personbilstillverkarna (ACEA) att nå 120 g CO<sub>2</sub>/km från 2012 från en nivå på 186 g/km för 1995. Lastbilar har minskat bränsleförbrukningen med ca 30 % mellan åren 1975 och 2005 och ytterligare minskningar kan förväntas. Branschen räknar med 15 % fram till år 2020.

**Tabell B8-4. Utsläppskrav inom EU för dieseldrivna arbetsmaskiner.**

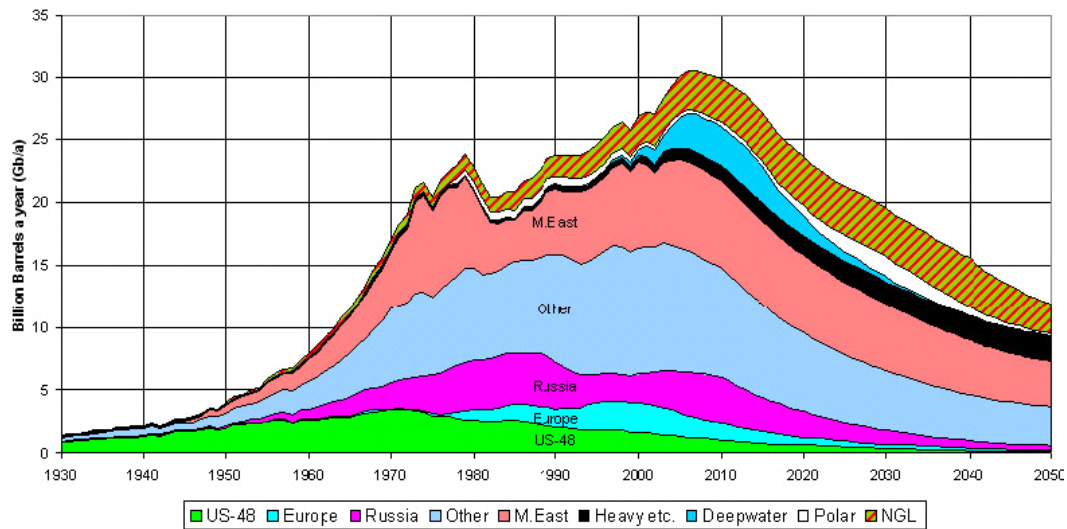
Motoreffekt [kW]	Från och med	CO [g/kWh]	HC	NO <sub>x</sub>	PM
<b>Steg I</b>					
37 ≤ P < 75	1999.04/2001.07 <sup>a)</sup>	6,5	1,3	9,2	0,85
75 ≤ P < 130	1999.01/2001.07 <sup>a)</sup>	5,0	1,3	9,2	0,70
130 ≤ P < 560	1999.01/2001.07 <sup>a)</sup>	5,0	1,3	9,2	0,54
<b>Steg II</b>					
18 ≤ P < 37	2001.01/2002.01 <sup>a)</sup>	5,5	1,5	8,0	0,80
37 ≤ P < 75	2005.01/2004.01 <sup>a)</sup>	5,0	1,3	7,0	0,4
75 ≤ P < 130	2003.01/2003.07 <sup>a)</sup>	5,0	1,0	6,0	0,3
130 ≤ P < 560	2002.01/2002.07 <sup>a)</sup>	3,5	1,0	6,0	0,2
<b>Steg III A</b>					
19 ≤ P < 37	2007.01	5,5	7,5 <sup>b)</sup>		0,6
37 ≤ P < 75	2008.01	5,0	4,7 <sup>b)</sup>		0,4
75 ≤ P < 130	2007.01	5,0	4,0 <sup>b)</sup>		0,3
130 ≤ P < 560	2006.01	3,5	4,0 <sup>b)</sup>		0,2
<b>Steg III B</b>					
37 ≤ P < 56	2013.01	5,0	4,7 <sup>b)</sup>		0,025
56 ≤ P < 75	2012.01	5,0	0,19	3,3	0,025
75 ≤ P < 130	2012.01	5,0	0,19	3,3	0,025
130 ≤ P < 560	2011.01	3,5	0,19	2,0	0,025
<b>Steg IV</b>					
56 ≤ P < 130	2014.10	5,0	0,19	0,4	0,025
130 ≤ P < 560	2014.01	3,5	0,19	0,4	0,025

<sup>a)</sup> Gäller traktorer.

<sup>b)</sup> NO<sub>x</sub> + HC.



## OIL AND GAS LIQUIDS 2004 Scenario



*Figur B8-1. Förväntad oljeproduktion efter /Campbell 2004/.*

Olika ansatser finns till alternativ till dagens fossila bränslen. Dessa kan användas genom låginblandning i fossila bränslen eller rena i modifierade motorer. I dagsläget används naturgas och etanol som alternativ till bensin och metylester som alternativ till diesel. Naturgas ger direkt något minskade emissioner av CO<sub>2</sub> ur avgasröret medan poängen med de andra bränslen är att emitterad CO<sub>2</sub> inte kommer från fossila källor. Man bör dock notera att det är omtvistat hur stor minskningen av fossilt CO<sub>2</sub> blir i de olika fallen beroende på produktionsmetod etc. I framtiden förväntas dessa bränslen ersättas av tex metanol, dimetyleter eller syntetisk diesel. Dessa kan produceras från ett antal olika råvaror som jordbruksprodukter, skogsprodukter eller kol.

Andra mer långsiktiga alternativ är att använda elmotorer. Redan idag finns bilar med hybrid-teknik där elmotorer används i t ex stadskörning. En vidare utveckling av batteritekniken kan ge en snabb utveckling mot eldrift. Det pågår även mycket arbete kring utveckling av bränsleceller. Dessa ger el till elmotorer och kan drivas med t ex väte eller metanol. Det finns vissa frågetecken kring livslängd av systemen och kring lagring av vätgas. Vidare är naturligtvis en stor fråga hur vätgas skall produceras.

Det blir inga stora förändringar i emissionerna av NO<sub>x</sub>, HC och CO med alternativa bränslen jämfört med traditionella. Sammansättningen av de kolväten som emitteras varierar dock. Partikelemissionerna kan bli lägre men är jämförbara om fordonen har partikelfilter.

### Emissioner år 2015 och 2018

Beräkningarna av emissioner från vägtrafiken för åren 2007, 2015 och 2018 har gjorts utifrån den s k Artemis-modellen /Artemis 2007/. Här är representativa emissioner för olika typer av vägar, år och länder framtagna. Detta är det mest avancerade verktyget för att beräkna emissioner från vägtrafik som finns tillgängligt. Hänsyn tas här bl a till fordonsflottans sammansättning, bränslekvalitet och körmönster. Vidare är emissioner från avdunstning och kallstarter inräknade. De resulterade emissionsfaktorerna i g/km anges i tabell B8-5. Dessa värden kan användas för att beräkna en emission för ett känt transportarbete.

**Tabell B8-5. Emissionsfaktorer enligt Artemis-modellen.**

År	Bil			Buss		
	2007	2015	2018	2007	2015	2018
CO (mg/km)	659	317	272	1 650	543	347
CO <sub>2</sub> (g/km)	174	156	148	838	838	826
PM (mg/km)	5,41	2,39	1,96	172	70,6	53,4
NO <sub>x</sub> (mg/km)	238	137	122	7 480	4 270	3 510
HC (mg/km)	71,0	32,2	32,2	471	139	85,9
Bränsle (g/km)	55,8	50,8	48,2	268	269	265

År	Lätt lastbil			Tung lastbil		
	2007	2015	2018	2007	2015	2018
CO (mg/km)	974	514	470	2 070	921	677
CO <sub>2</sub> (g/km)	225	227	223	960	935	918
PM (mg/km)	44,8	20,7	17,7	210	104	83,8
NO <sub>x</sub> (mg/km)	652	431	386	9 360	5 870	4 990
HC (mg/km)	132	70,2	64,8	482	205	154
Bränsle (g/km)	71,3	72,1	70,9	305	297	291

Det finns dåligt underlag för emissionsfaktorer för resuspensionspartiklar. I detta projekt används en ekvation där emissionsfaktorn beror på fordonets hastighet och är uppdelat på tunga och lätta fordon /Johansson 2002/. Denna används för vägtrafik och med en hastighet på 70 km/h blir den 0,612 g/km för lätta fordon (personbil, lätt lastbil) och 1,21 g/km för tunga fordon (tung lastbil, buss). Det finns ett starkt samband mellan emissionsfaktorn och användningen av dubbdäck. Enligt /Gustafsson 2003/ kan det vara ca en faktor 20 större emissioner av resuspensionspartiklar vid dubbdäcksanvändning. Det finns inget underlag för att beräkna resuspension från arbetsmaskiner.

Utsläppen från arbetsmaskiner är generellt sett inte alls lika väl genomlysta som för vägfordon. Vad gäller arbetsmaskiners utsläpp för åren 2015 och 2018 så finns omfattande analyser nyligen gjorda i rapporter från SMP och IVL /Wetterberg 2007/. Dessa rapporter innehåller prognoser fram till 2020 för utsläppen från arbetsmaskiner. Ur en rapport av /Lindgren 2007/ har emissionsfaktorer tagits fram för arbetsmaskiner. De utgår från lagkraven (se tabell B8-4). Det finns beslutat om emissionskrav som gäller från år 2014. Vi antar att de maskiner som används år 2015 och 2018 är konstruerade enligt dessa krav. Detta förutsätter att relativt nya maskiner används år 2015 och att det inte blir ytterligare lagkrav som träder ikraft mellan 2014 och 2018. För att beräkna emissioner vid verklig drift behövs en emissionsfaktor som ges i g/h vid drift. För att få fram en sådan korrigeras emissionsfaktorerna från lagkraven på ett antal sätt. Lagkraven ges i g/kWh och därför multipliceras med den aktuella motoreffekten. Vidare används en korrigering som anger verkliga utsläpp i förhållande till lagkraven. De förstnämnda är normalt lägre. En lastfaktor som anger vilken motoreffekt som normalt används, samt en faktor som tar hänsyn till skillnaden i effekt vid certifiering och verklig körning, tas med i beräkningarna. De resulterande effektiva emissionsfaktorerna i g/kWh anges i tabell B8-6. De skall alltså multipliceras med maximal motoreffekt för maskinen samt användningstid för att få emissionen.

**Tabell B8-6. Effektiva emissionsfaktorer för arbetsmaskiner år 2015–18.**

Motoreffekt (kW)	EF (g/kWh)					
	FC	CO <sub>2</sub>	HC	NO <sub>x</sub>	CO	PM
37–56	96,2	301	0,0771	1,15	0,644	0,00899
56–130	109	340	0,0888	0,161	0,741	0,0104
130–560	95,0	297	0,0795	0,144	0,464	0,00927

## Emissioner år 2030 och 2075

En bedömning av utsläpp och bränslen för åren 2030 och framförallt 2075 låter sig inte göras utifrån nu känd lagstiftning och modeller.

För år 2030 kan man mycket väl tänka sig att dieselmotorn är fortsatt dominerande vad gäller tyngre arbetsmaskiner och lastbilar. Dieselmotorn har visat sig ha stora fördelar och den kan användas med en serie olika bränslen. De bränslen som kommer att användas i en dieselmotor är antingen tillverkade av biomassa (t ex RME, DME) eller från fossila källor (se /Eucar 2006/). Det senare kommer att kunna vara kol under sekel framöver medan olja och naturgas kommer att vara mindre betydande redan 2030. Genom att tillverka syntetisk diesel (Fisher-Tropsch diesel) kan kol omvandlas till ett flytande bränsle lämpligt för fordon. Det troligaste scenariot är att en del av det fossila bränslet ersatts av biobränslen år 2030. Hur stor andel detta är, är naturligtvis en uppskattning. Enligt en vision inom EU skall biodrivmedel ha ersatt 25 % av de konventionella drivmedlen vid 2030 /Biofrac 2006/. Detta bedöms vara den bästa uppskattningen här. Hur mycket fossilt CO<sub>2</sub> som undviks på detta sätt beror av typ av bränsle, produktionsmetod m m och uppgifterna kring detta varierar mycket mellan olika studier /Eucar 2006/. En uppskattning kan vara att de fossila CO<sub>2</sub> utsläppen från den delen som kommer från biodrivmedel halveras. Vad gäller övriga emissioner påverkas de inte mycket jämfört med dieselförbränning i en motor med partikelfilter som uppfyller kraven som kommer att ställas i nästa decennium.

Att göra en förutsägelse för 2075 är mycket vanskligt. Fossila bränslen från olja och naturgas kommer inte att vara tillgängliga i någon högre utsträckning. Vidare måste man anse det troligt att sådan teknikutveckling skett att elmotorer drivna med antingen batterier eller bränsleceller kommer att vara ett realistiskt alternativ vid denna tidpunkt. Ett annat scenario är att det dominerande bränslet är syntetisk diesel tillverkad med kol som råvara. I det fallet att eldrift används kommer emissionerna från fordonen att vara försumbara. En del förslitningspartiklar kommer dock att finnas kvar. Vidare kan det bli emissioner vid produktion av el eller vätgas. I fallet med användning av kol i stor skala, kommer emissionsfaktorerna i stort sett vara liknande de som är framtagna för 2018 med något högre andel fossilt CO<sub>2</sub>.

För att kunna beräkna emissioner av detta projekt behövs emissionsfaktorer. För åren 2030 och 2075 resoneras då enligt följande. För vägfordon antas bästa möjliga teknik enligt Artemis för 2020 användas. Detta innebär då Euro 6 krav på personbilar. Sammansättningen av bilarna (på motorstorlek och drivmedel) antas vara samma som för 2020. För lastbilar finns inte Euro 6 med i Artemis (det är ej beslutat ännu), varför vi använder emissionsfaktorerna för Euro 5 lastbilar och räknar ner dem med en faktor som motsvarar skärpningen av kraven som förväntas i Euro 6 (antagande scenario A i tabell B8-2). Emissionsfaktorerna för 2030 och 2075 för vägfordon blir då enligt tabell B8-7. För arbetsfordon antas samma emissionsfaktorer som i tabell B8-6.

**Tabell B8-7. Emissionsfaktorer för vägtrafik för åren 2030–2075.**

År	Bil 2030–2075	Buss 2030–2075	Lätt lastbil 2030–2075	Tung lastbil 2030–2075
CO (mg/km)	110	164	223	157
CO <sub>2</sub> (g/km)	157	878	233	975
PM (mg/km)	1,0	4,0	16,0	2,0
NO <sub>x</sub> (mg/km)	53,0	2 737	297	647
HC (mg/km)	13,0	33	35	8,4
Bränsle (g/km)	51,7	282	73,9	309

Resuspension beräknas på samma sätt som för år 2015/2018.

## Referenser

**Artemis, 2007.** Emissionsmodell, ver. 0,4 c; <http://www.trl.co.uk/artemis/>, från 2007-09-20.

**Biofrac, 2006.** Biofuel Research Advisory Council. Biofuels in the European union.

**Campbell, 2004.** <http://www.hubbertpeak.com/campbell/>

**Eucar, 2006.** Eucar, Concawe och JCR, Well-to-wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the european context. <http://ies.jrc.cec.eu.int/Download/eh>.

**Gustafsson, 2003.** Gustafsson M, Emissioner av slitage och resuspensionspartiklar i väg- och gatumiljö. VTI meddelande 944.

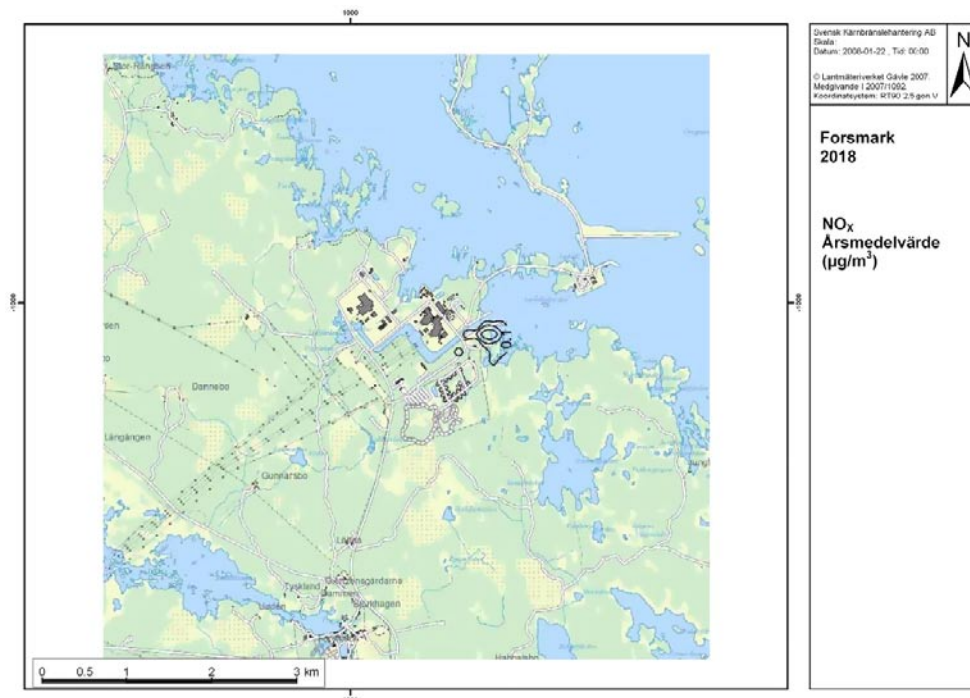
**Johansson, 2002.** Johansson H, Nilsson M, Emissioner, hälsoeffekter och värdering av vägdamm, TFK.

**Lindgren, 2007.** Lindgren M, A methodology for estimating annual fuel consumption and emissions from non-road mobile machinery, SLU rapport 2007:01.

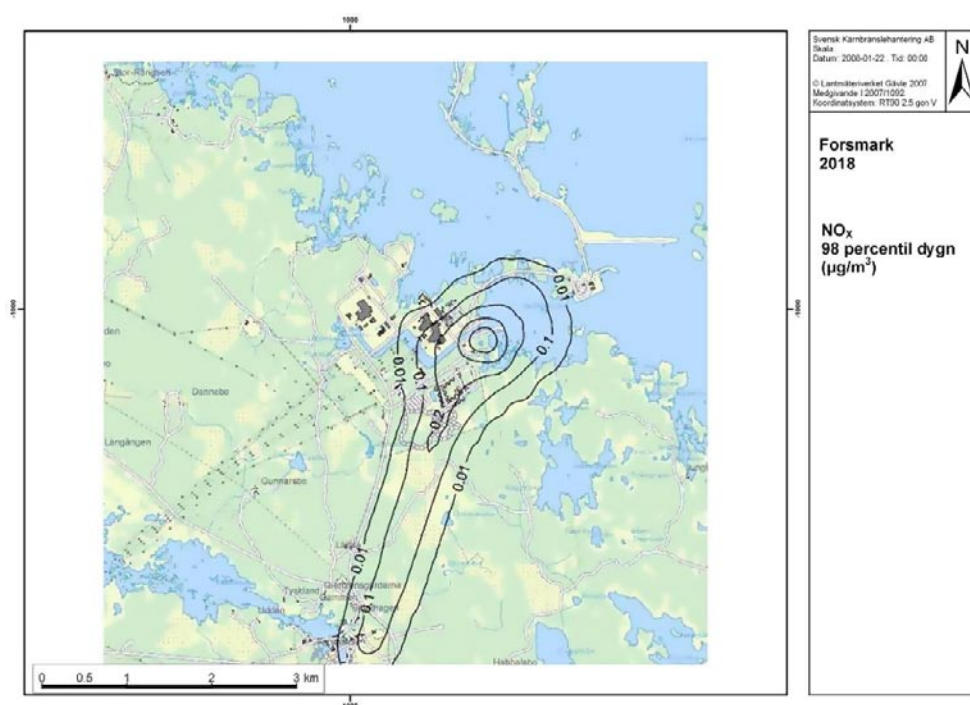
**Wetterberg, 2007.** Wetterberg C, Magnusson R, Lindgren M, Fridell E, Åström S, Belhaj M, NV rapport 5728, <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5728-6.pdf>.

## Figurer till spridningsberäkningar

### Haltbidrag år 2018 (byggetapp 2)

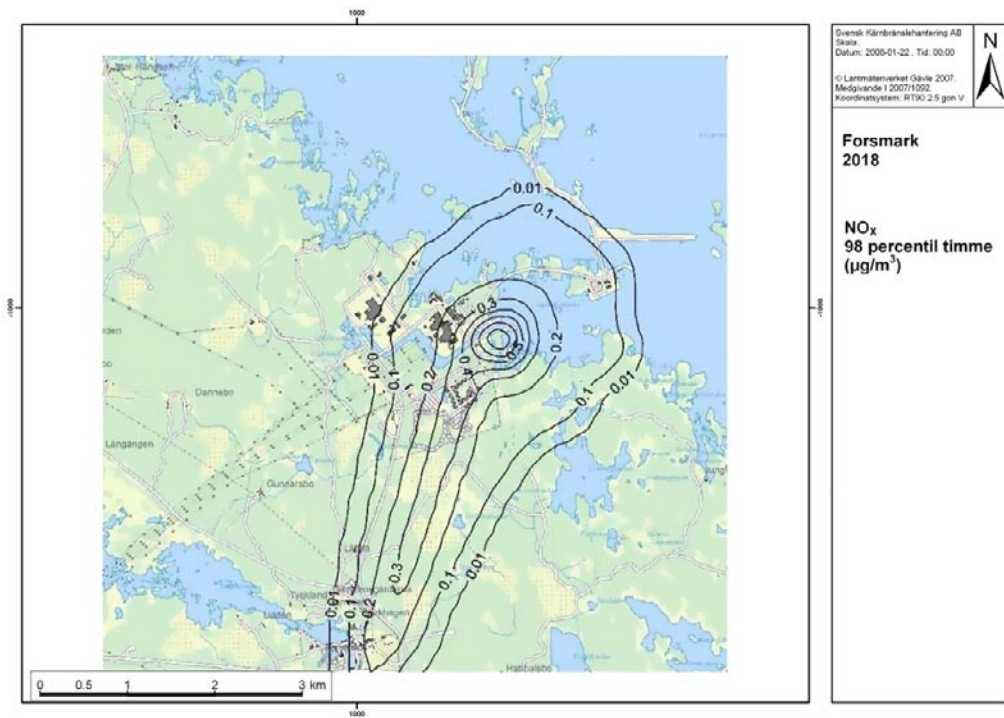


**Figur B9-1.** Haltbidrag år 2018 som årsmedelvärde av NO<sub>x</sub> vid Forsmark. Isolinjerna representerar 0,1; 0,2; 0,3 och 0,4 µg/m<sup>3</sup>.

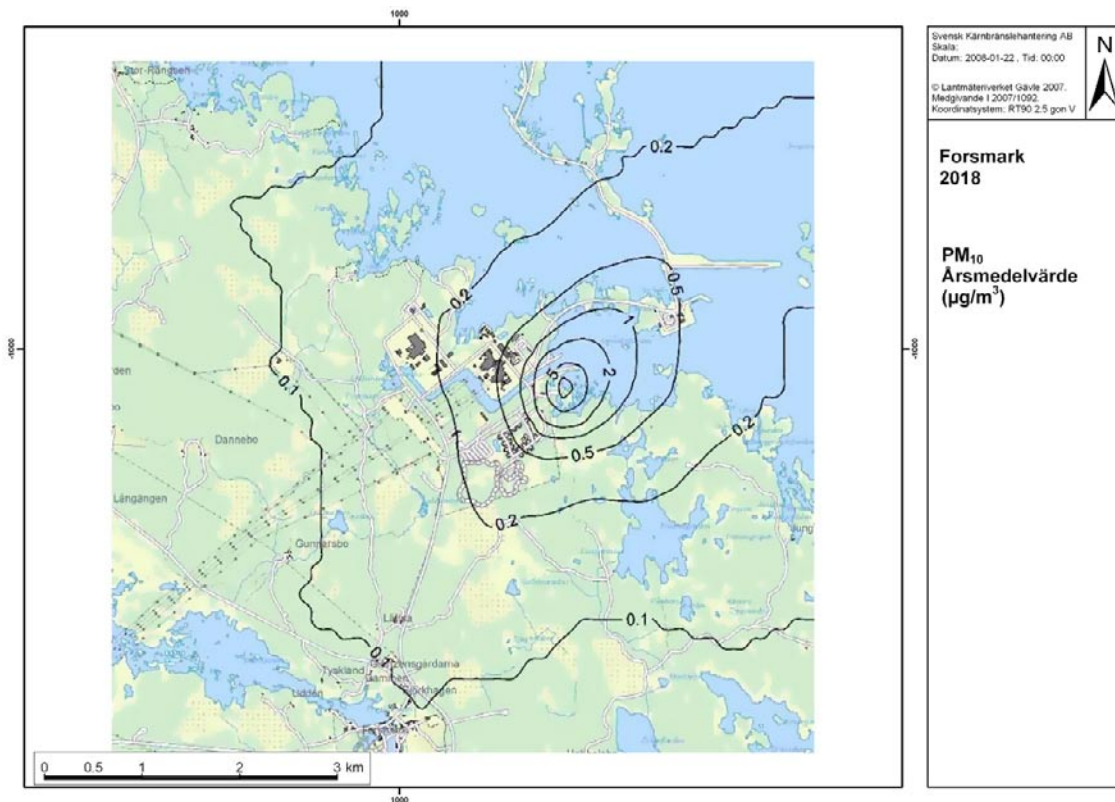


**Figur B9-2.** Haltbidrag år 2018 som 98-percentil för dygn av NO<sub>x</sub> vid Forsmark. Isolinjerna representerar 0,01; 0,1; 0,2; 0,3 och 0,4 µg/m<sup>3</sup>.

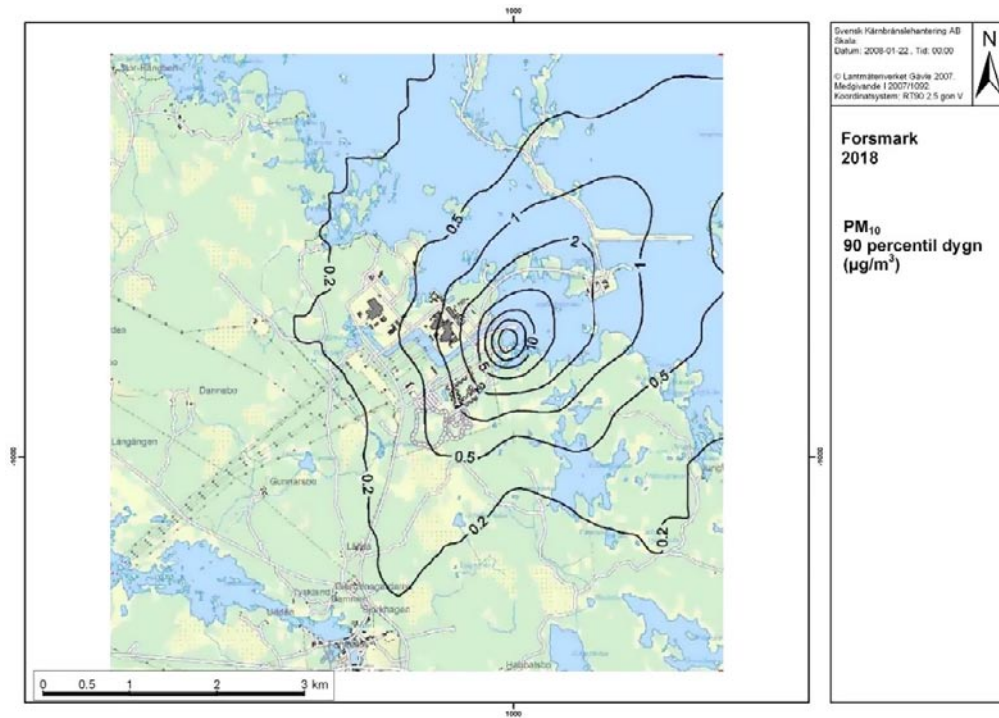




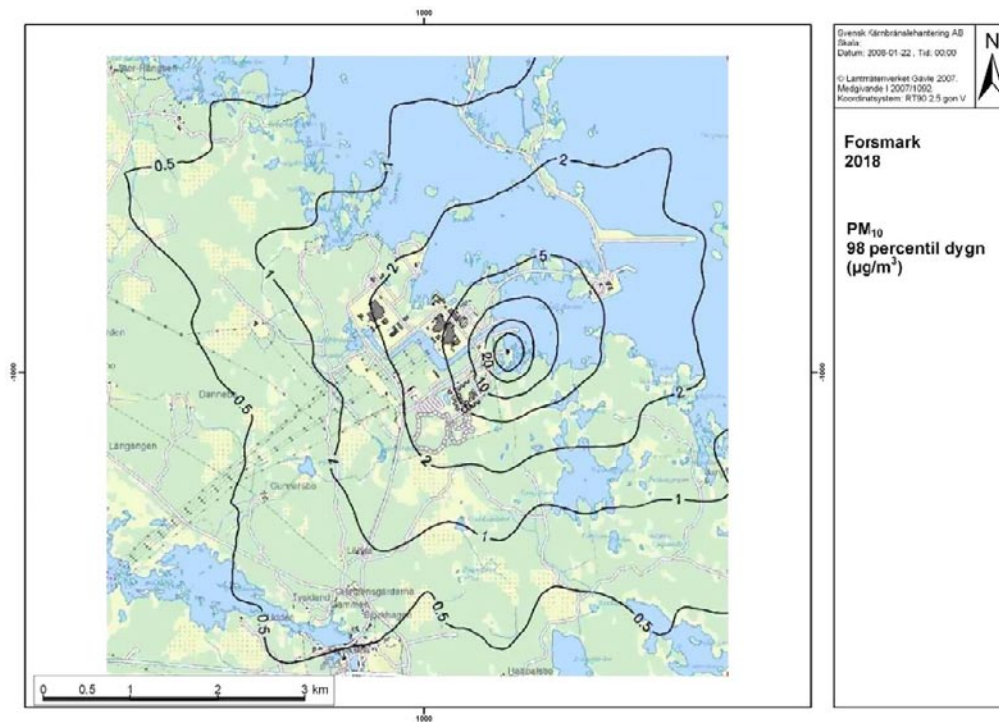
**Figur B9-3.** Haltbidrag år 2018 som 98-percentil för timme av NO<sub>x</sub> vid Forsmark. Isolinjerna representerar 0,01; 0,1; 0,2; 0,5; 0,6; 0,7 och 0,8 µg/m<sup>3</sup>.



**Figur B9-4.** Haltbidrag år 2018 som årsmedelvärde av PM<sub>10</sub> vid Forsmark. Isolinjerna representerar 0,1; 0,2; 0,5; 1,0; 2,0; 5,0 och 8 µg/m<sup>3</sup>.



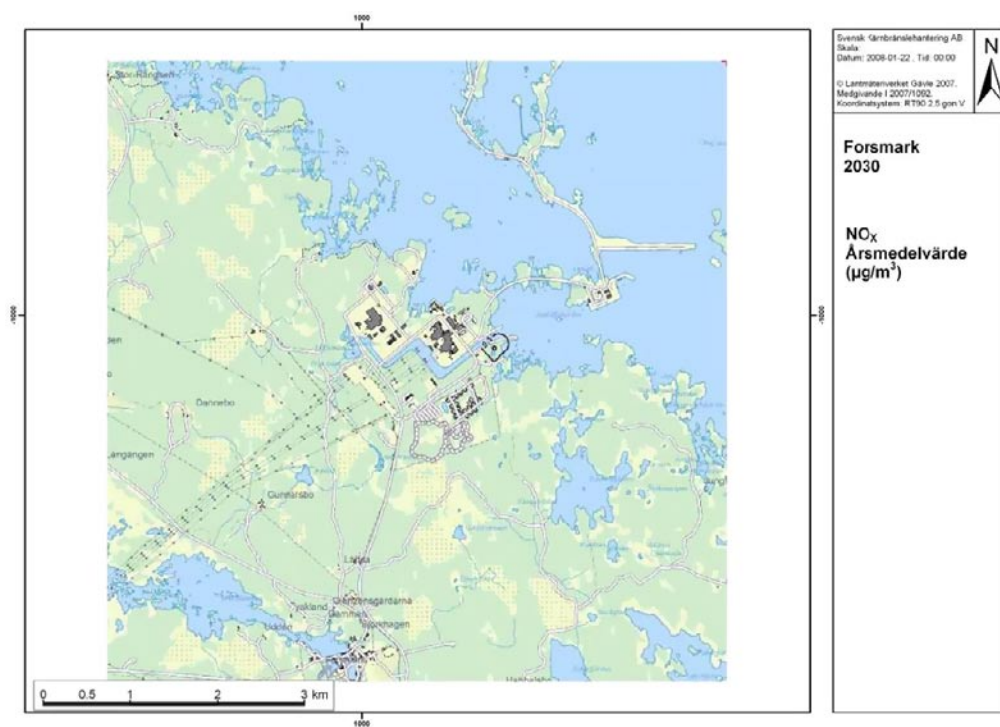
**Figur B9-5.** Haltbidrag år 2018 som 90-percentil för dygn av PM10 vid Forsmark. Isolinjerna representerar 0,2; 0,5; 1,0; 2,0; 5,0; 10; 15 och 20 µg/m<sup>3</sup>.



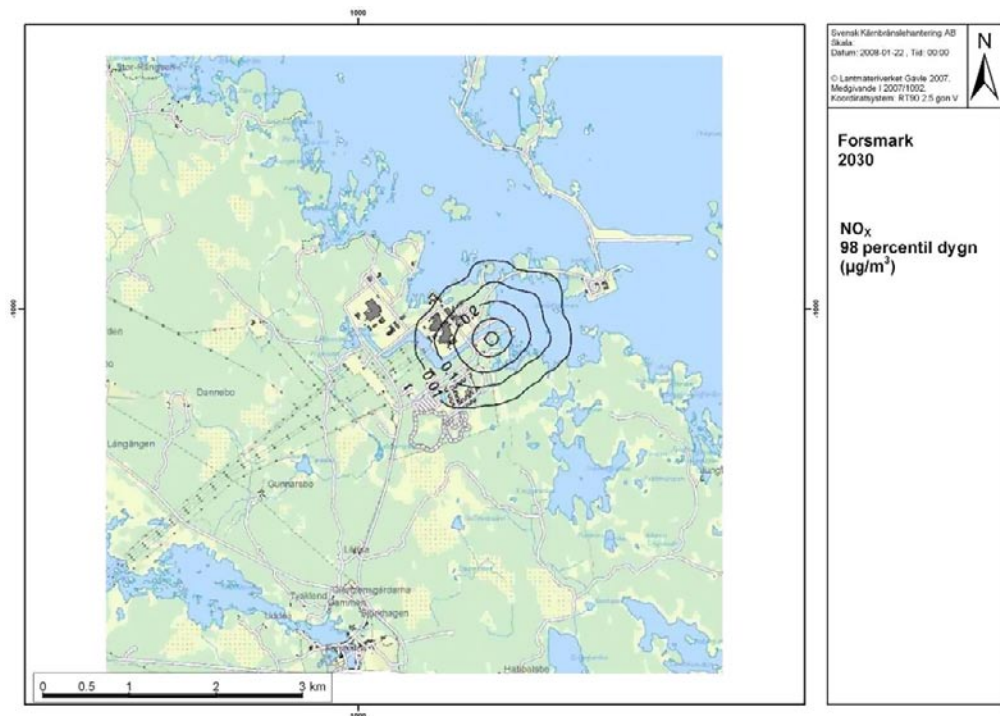
**Figur B9-6.** Haltbidrag år 2018 som 98-percentil för dygn av PM10 vid Forsmark. Isolinjerna representerar 0,5; 1,0; 2,0; 5,0; 10; 20; 30 och 40 µg/m<sup>3</sup>.



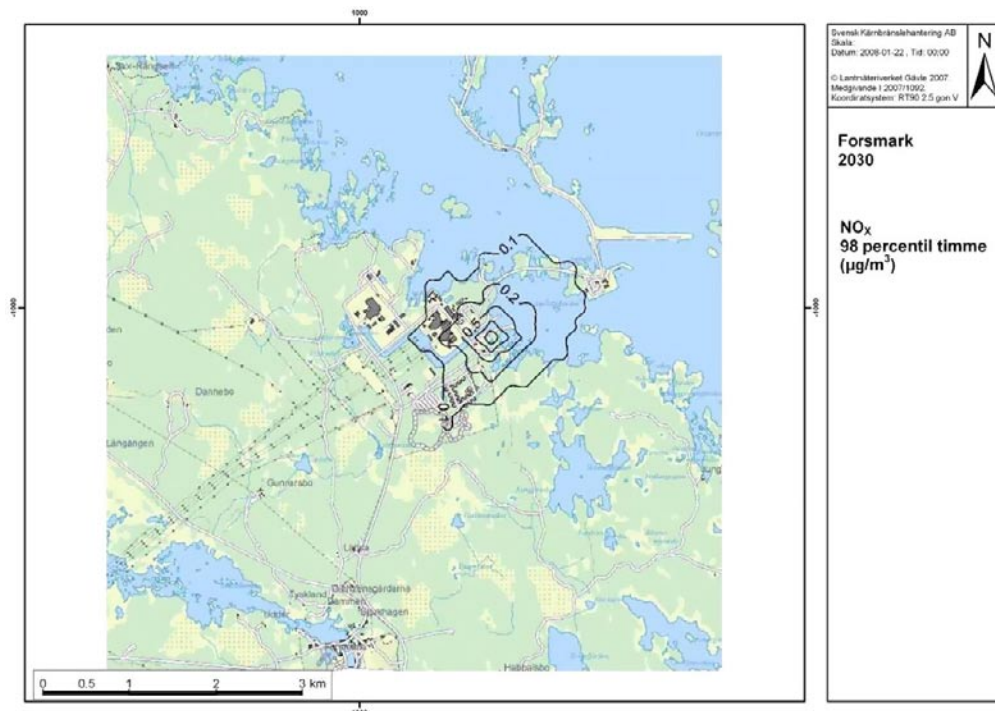
## Haltbidrag år 2030 (driftsskede)



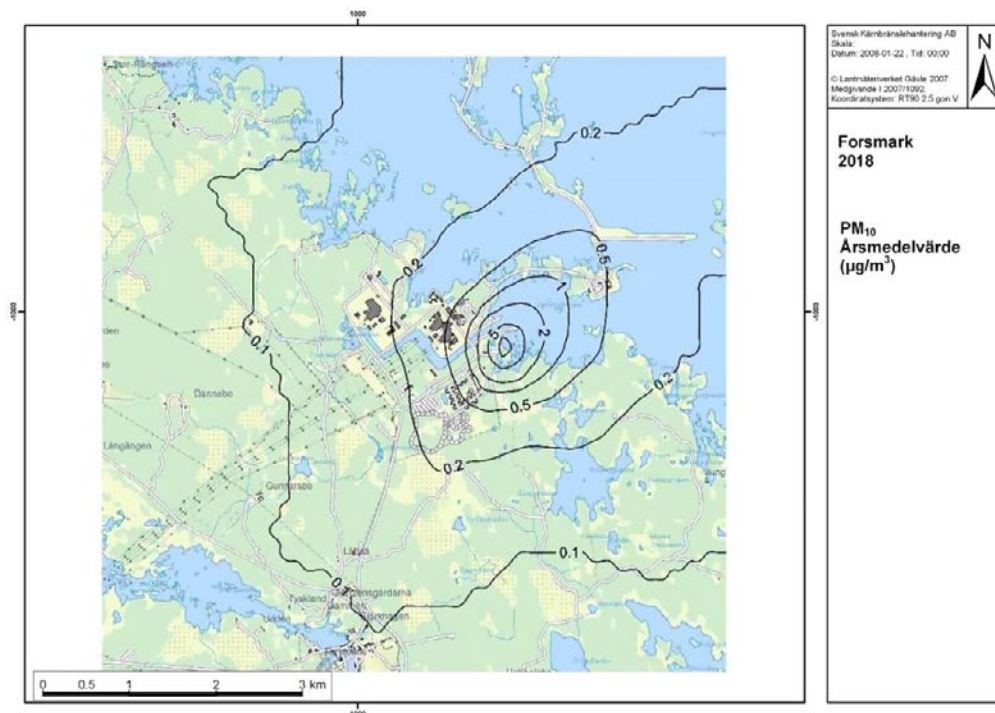
**Figur B9-7.** Haltbidrag år 2030 som årsmedelvärde av  $\text{NO}_x$  vid Forsmark. Isolinjerna representerar 0,1 och 0,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .



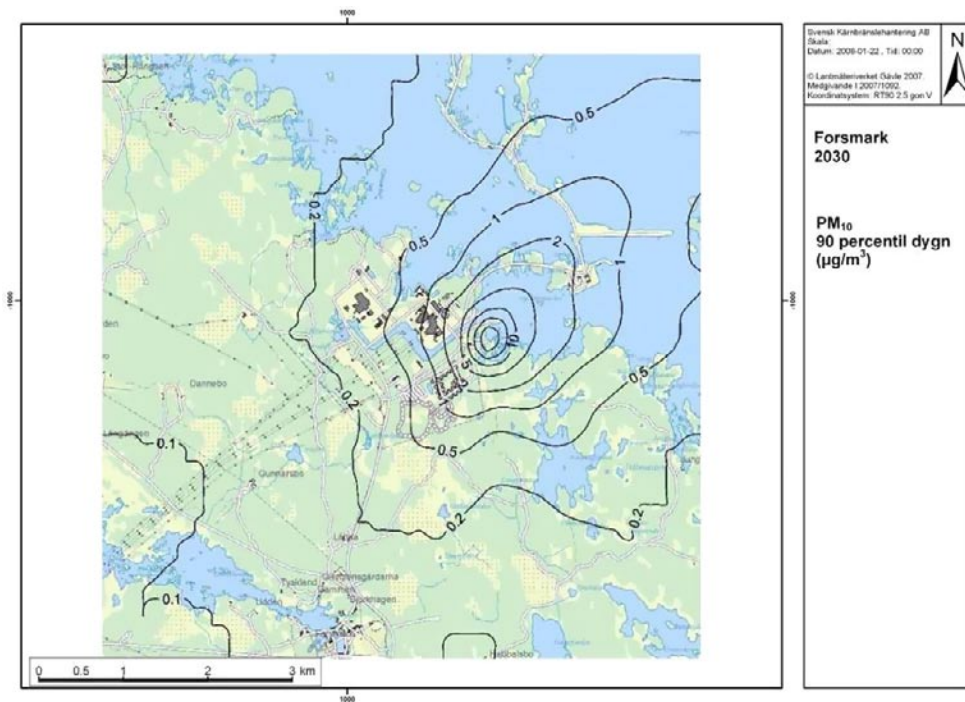
**Figur B9-8.** Haltbidrag år 2030 som 98-percentil för dygn av  $\text{NO}_x$  vid Forsmark. Isolinjerna representerar 0,01; 0,1; 0,2; 0,4 och 0,6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .



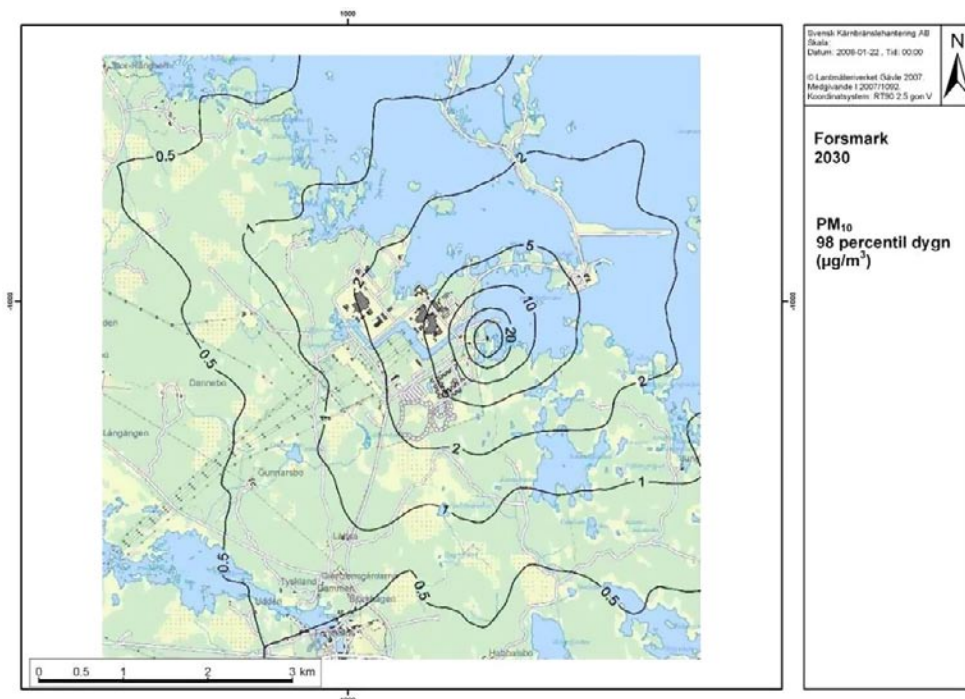
**Figur B9-9.** Haltbidrag år 2030 som 98-percentil för timme av NO<sub>x</sub> vid Forsmark. Isolinjerna representerar 0,1; 0,2; 0,5; 1,0 och 2,0 µg/m<sup>3</sup>.



**Figur B9-10.** Haltbidrag år 2030 som årsmedelvärde av PM<sub>10</sub> vid Forsmark. Isolinjerna representerar 0,1; 0,2; 0,5; 1,0; 2,0; 5,0 och 10 µg/m<sup>3</sup>.



**Figur B9-11.** Haltbidrag år 2030 som 90-percentil för dygn av PM10 vid Forsmark. Isolinjerna representerar 0,1; 0,2; 0,5; 1,0; 2,0; 5,0; 10; 15 och 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .



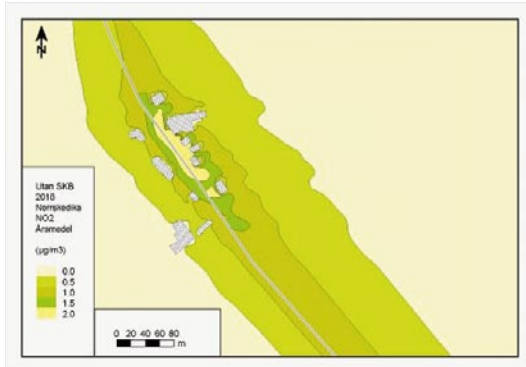
**Figur B9-12.** Haltbidrag år 2030 som 98-percentil för dygn av PM10 vid Forsmark. Isolinjerna representerar 0,5; 1,0; 2,0; 5,0; 10; 20, 30 och 40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .



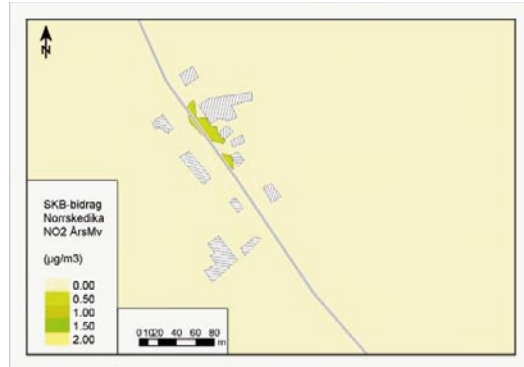
## Specialberäkningar längs väg

Observera att skalor kan variera mellan olika figurer.

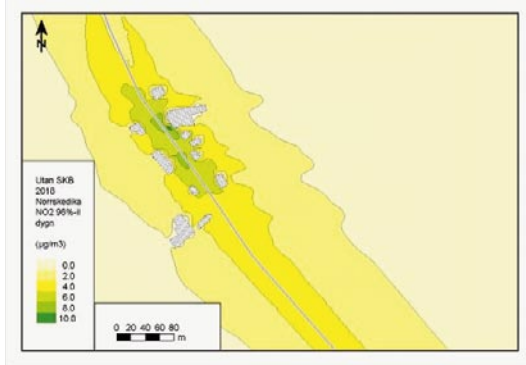
År 2018 - NO<sub>2</sub> utan SKB  
Årsmedel



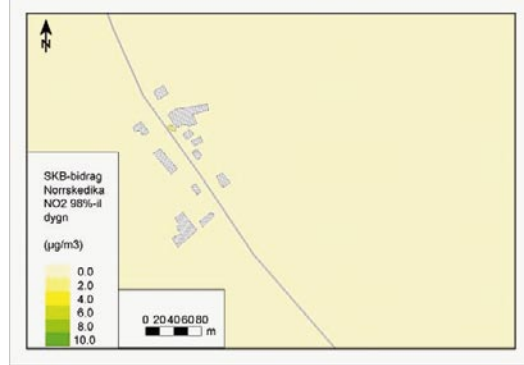
År 2018 - NO<sub>2</sub> SKB-bidrag  
Årsmedel



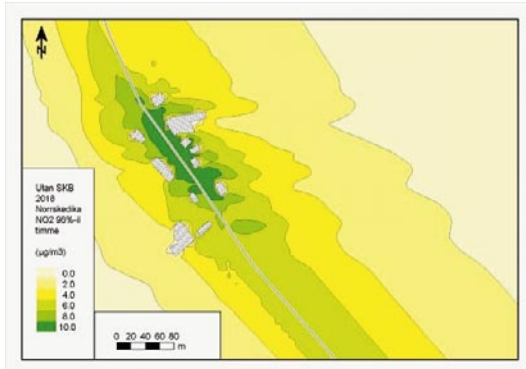
90%-il dygn



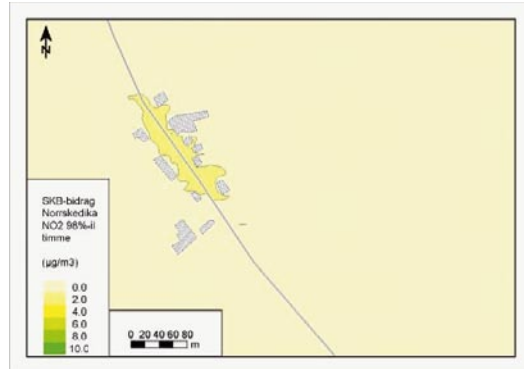
90%-il dygn



98%-il timme

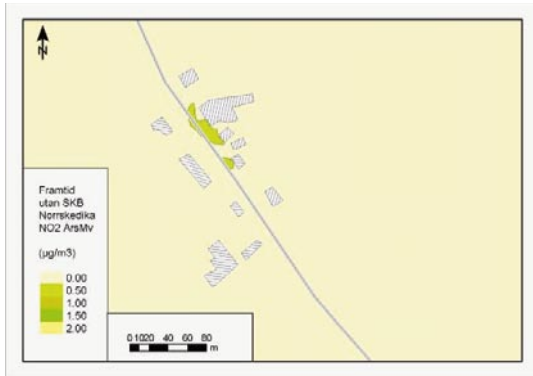


98%-il timme

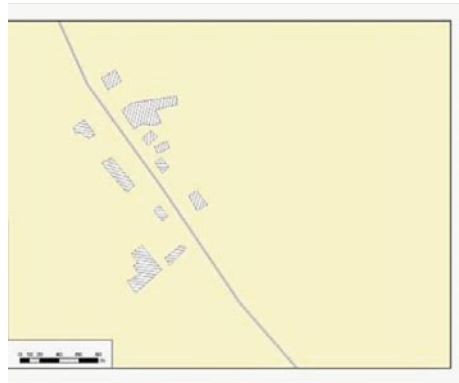


**Figur B9-13.** Beräkning av haltbidraget av NO<sub>2</sub> inklusive resuspension vid Norrskedika år 2018 dels för transporter utan SKB dels från SKB:s transporter.

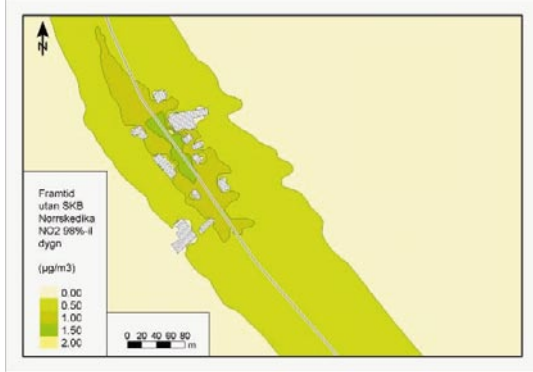
År 2030 - NO<sub>2</sub> utan SKBs bidrag  
Årsmedel



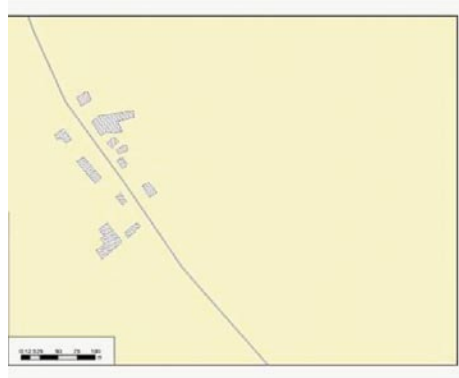
År 2030 - NO<sub>2</sub> SKB-bidrag  
Årsmedel



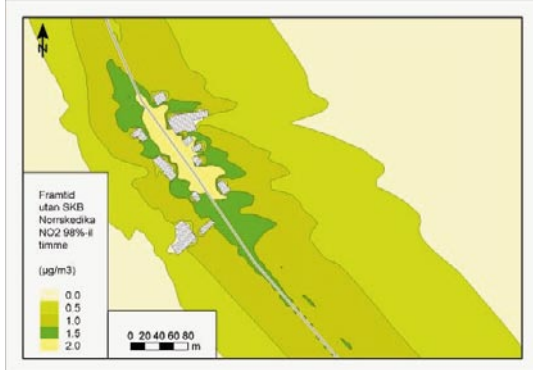
98%-il dygn



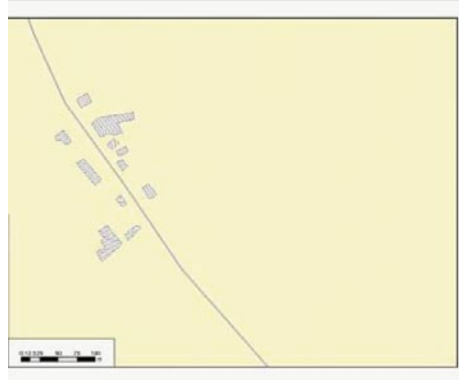
98%-il dygn



98%-il timme



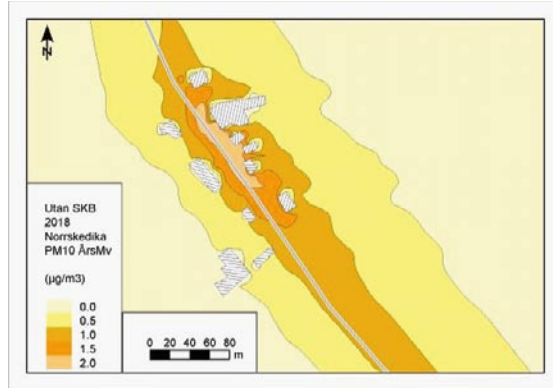
98%-il timme



**Figur B9-14.** Beräkning av haltbidraget av NO<sub>2</sub> vid Norrskedika år 2030 dels utan SKB:s bidrag dels från SKB:s transporter (OBS andra haltklasser jfr med år 2018).

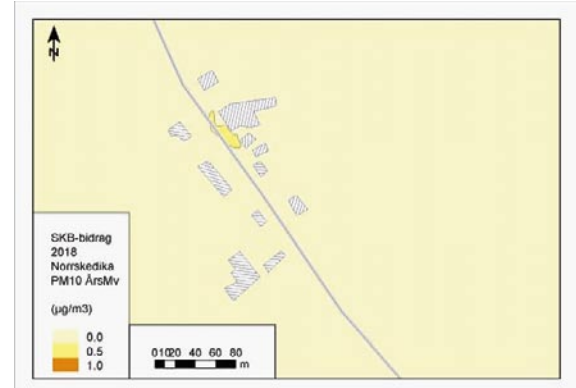
### År 2018 - PM<sub>10</sub> utan SKB

Årsmedel

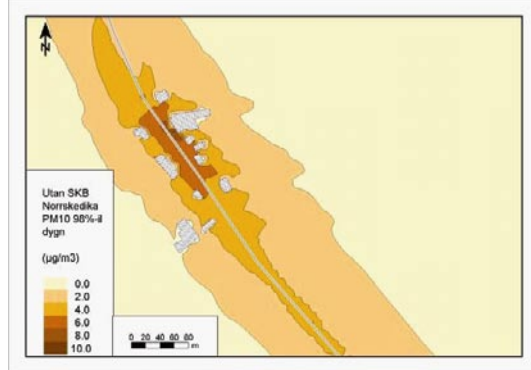


### År 2018 - PM<sub>10</sub> SKB-bidrag

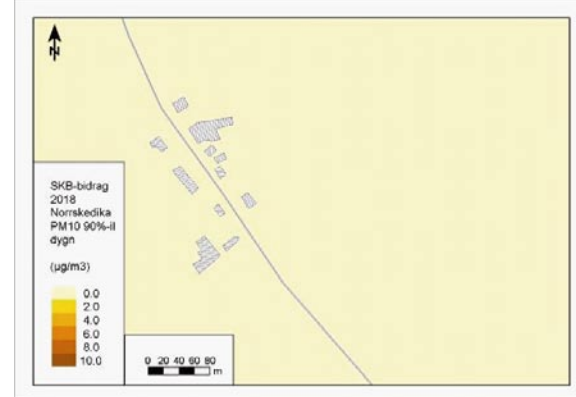
Årsmedel



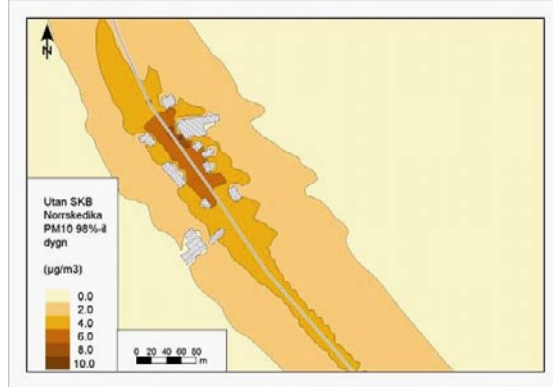
90%-il dygn



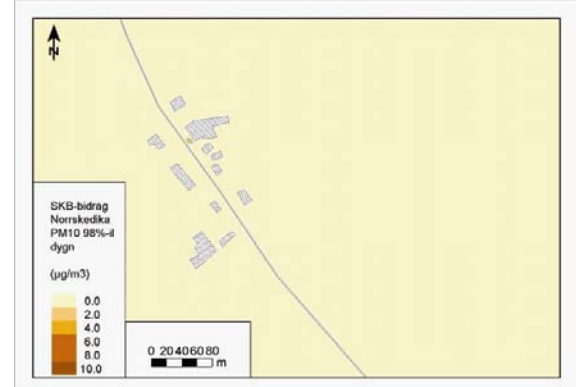
90%-il dygn



98%-il dygn



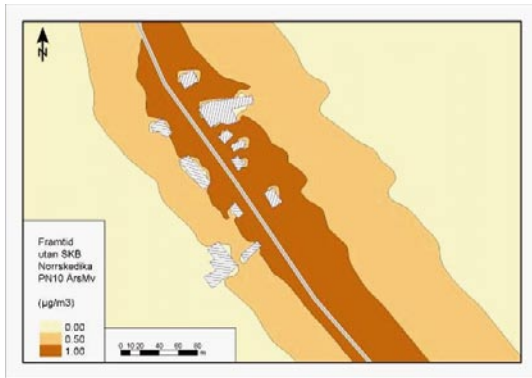
98%-il dygn



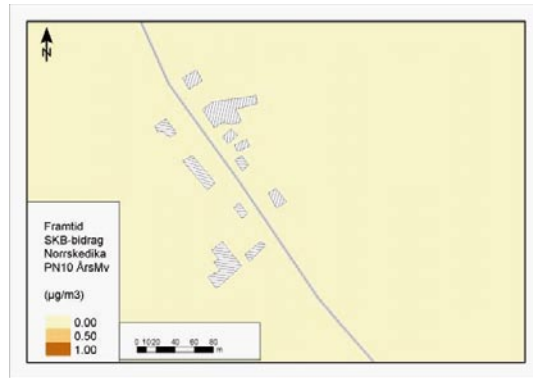
**Figur B9-15.** Beräkning av haltbidraget av PM<sub>10</sub> inklusive resuspension vid Norrskedika år 2018 dels utan SKB:s transporter dels från SKB:s transporter.



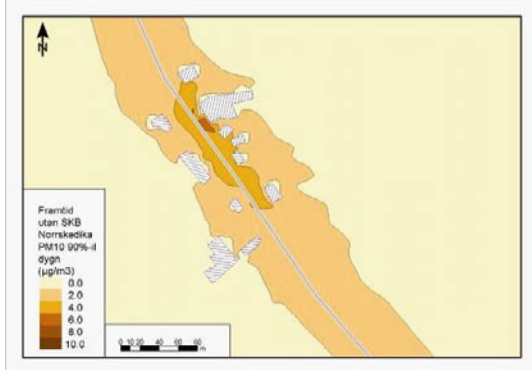
År 2030 - PM<sub>10</sub> utan SKBs bidrag  
Årsmedel



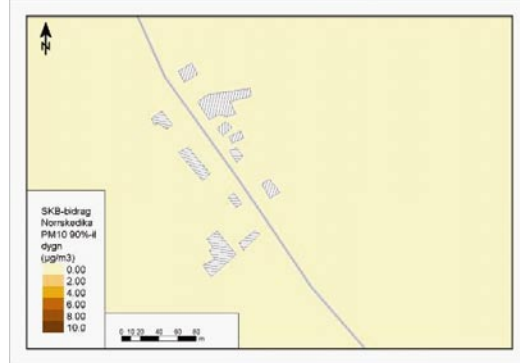
År 2030 - PM<sub>10</sub> SKB-bidrag  
Årsmedel



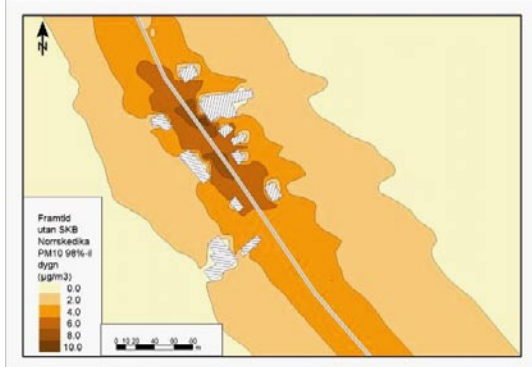
90%-il dygn



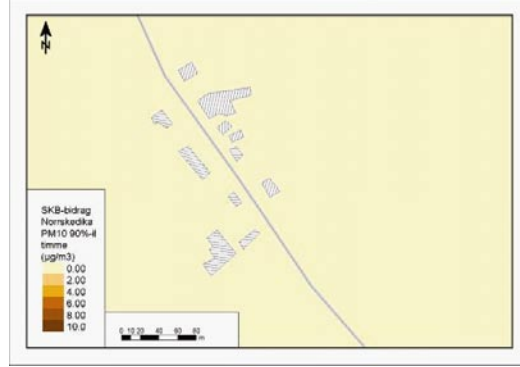
90%-il dygn



98%-il dygn



98%-il dygn



Figur B9-16. Beräkning av haltbidraget av PM10 inklusive resuspension vid Norrskedika år 2030 dels utan SKB:s bidrag dels från SKB:s transporter (OBS andra färger på haltklasser jfr med år 2018).