

Riktvärde för vägtunnlar

Baserat på exponeringsdos upp till gränsvärde/miljömål för utomhusluft och dess konsekvenser för hälsoriskerna.

Christer Johansson (SLB & Stockholms universitet) och Bertil Forsberg (Umeå universitet)



Utfört på uppdrag av Trafikverket

SLB 28:2020

Uppdragsnummer	TRV 2017/118609
Daterad	2020-10-01
Handläggare	Christer Johansson, 0761228931
Status	Granskad

Förord

Halterna av luftföroreningar, främst partiklar, kan vara betydligt högre i väg- och spårtunnlar jämfört med i utomhusluften. Vistelse i dessa miljöer kan ge ett betydande tillskott till den totala dosen och därmed bidra till ökade risker för ohälsa i befolkningen.

Syftet med detta projekt är att ta fram ett underlag för diskussion om riktvärde för vägtunnlar dimensionerat så att den maximala dosen av all exponering inte överskrider den dos som motsvarar gränsvärdet för utomhusluften. Utredningen är beställd av Trafikverket (Tomas Holmström) och har genomförts av Christer Johansson vid SLB-analys, Miljöförvaltningen, Stockholm (även vid Institutionen för miljövetenskap vid Stockholms universitet) samt Bertil Forsberg vid Institutionen för folkhälsa och klinisk medicin, Umeå universitet.

Innehåll

Sammanfattning	7
Inledning	7
Metodik	7
Resultat och diskussion	8
Slutsatser	8
Introduktion	10
Metoder och frågeställningar	12
Vilken luftförorening ska väljas?	13
Vilken hälsorisk innebär det att exponeras i nivå med miljökvalitetsnormerna?	13
Hälsorisker vid normnivåerna för PM2.5 och PM10	13
Hälsorisker vid normnivån för NO ₂	13
Exponeringshalter under övrig tid	15
Hälsorisker förknippade med tunnelexponering	16
Riktvärden för tunnelluft	17
Diskussion om exponerings-responssamband och MKM kontra MKN.....	19
Miljömål istället för miljökvalitetsnorm för NO ₂	19
Exponerings-responssamband för partiklar	19
Slutsatser	20
Referenser	21
Bilaga 1. Halt i fordonskupé i relation till halt i tunnelluft.....	23
Bilaga 2. Miljökvalitetsnormer	27
Partiklar, PM10.....	27
Kvävedioxid, NO ₂	28
Bilaga 3. Miljökvalitetsmål	29
Partiklar, PM10.....	29
Kvävedioxid, NO ₂	29

Sammanfattning

Inledning

De höga luftföroreningshalterna i vägtunnlar kan ge ett betydande tillskott till den totala dosen av luftföroreningar och därmed bidra till negativa hälsoeffekter, speciellt för pendlare och yrkesförare. Därför behövs riktvärden som begränsar hälsoriskerna till följd av färd i tunnlar och som kan ligga till grund för dimensionering av tunnelventilation. Hälsoriskbedömningar och därmed beslut om vilka riktvärden som ska gälla i vägtunnlar, försvåras av att det saknas epidemiologiska studier som direkt kan tillämpas på vägtunnelluft. De flesta epidemiologiska studierna avser exponering för betydligt lägre halter i utomhusluft jämfört med tunnelluftens halter och det är inte känt hur upprepade, kortvarigt förhöjda doser påverkar den kumulativa hälsorisken. De flesta epidemiologiska studierna baseras på exponering för utomhusluft med en helt annan sammansättning av luftföroreningar och betydligt lägre halter. Det förslag som nu diskuteras bygger dels på epidemiologiska studier avseende flera års exponering för NO_2 och NO_x i utomhusluft och associationen med dödlighet, samt på att det finns en väl belagd korrelation mellan NO_x och avgaspartiklar. Men eftersom avgasernas sammansättning ändrats och kommer att fortsätta att ändras i takt med att nya bränslen och renare fordon fasas in, innebär detta en alltmer osäker hälsoriskskattning.

I denna rapport utreds konsekvenserna av ett riktvärde för vägtunnlar baserat på att halten i tunnlar inte får medföra att den totala riskökningen som en pendlare utsätts för under ett år överstiger den som motsvarar en exponering för halter i nivå med gällande miljö kvalitetsnorm eller miljömål för utomhusluft. Ett sådant riktvärde skulle innebära att hälsoriskerna grundas på samma värderingar och överväganden som beaktats vid fastställandet av miljö kvalitetsnormer (MKN), alternativt miljö kvalitetsmålet (MKM), för olika föroreningar. Man kan samtidigt konstatera att kunskaperna och ambitionerna har förändrats vilket bl a framgår av preciseringarna av miljömålet frisk luft.

Metodik

Dosen i en tunnel beräknas som medelhalten i fordonskupén gånger tiden det tar att köra genom tunneln. Denna dos plus den genomsnittliga dosen under all övrig tid får inte överstiga den dos som ett års exponering i nivå med MKN/MKM skulle medföra. Halten inne i bilen beror på halten i tunneln och andelen som tas bort i kupéventilationen. Hur länge man färdas i tunneln i relation till omsättningstiden för luften i fordonet har också betydelse för halten inne i fordonet (omsättningstiden beror på fordonsvolymen och ventilationen).

Hälsoriskerna på grund av exponeringen för halterna i tunnlar och exponering vid MKN/MKM baseras på dos-responsfaktorer för dödlighet från epidemiologiska studier om samband med långtidsmedelvärden i utomhusluft. I denna utredning har vi utgått från MKN avseende årsmedelvärdena för PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$ och MKM för NO_2 . Exponering i nivå med MKN/MKM under ett år utgör därmed den maximala hälsorisk som inte får överskridas. Summan av risktillskotten förknippade med exponering i tunnel och under övrig tid får inte överstiga hälsorisken av exponering i nivå med MKN/MKM.

NO_x används istället för NO_2 eftersom NO_x i tunnelmiljön är betydligt bättre indikator på halten av avgaspartiklar och därmed åtföljande riskökning. MKM för NO_2 har räknats om till NO_x baserat på samband mellan NO_x och NO_2 från mätningar under många år på många olika platser i Stockholmsregionen.

Halterna under ”övrig tid” har skattats på tre olika sätt: i) halter i gatunivå längs hårt trafikerade gator i Stockholms innerstad, ii) halter i taknivå i Stockholms innerstad som representerar urban bakgrund, iii) beräknade befolkningsviktade halter i Storstockholmsområdet. Om man baserar riktvärdet på MKN kan halterna i gatunivå vara mest relevanta. Om man baserar riktvärdet på miljömålet Frisk luft är halterna i taknivå eller den befolkningsviktade halten mer relevant.

Resultat och diskussion

Bedömningarna av acceptabel riskökning, som ligger till grund för EUs luftkvalitetsdirektiv och Sveriges miljökvalitetsnorm för PM_{2.5} som för närvarande är 25 µg/m³, bygger på äldre epidemiologiska studier med antagandet att mortaliteten ökar med 6 % per 10 µg/m³ oavsett källorna till PM_{2.5}. En tröskelnivå på cirka 3 µg/m³ innebär att den förhöjda dödligheten blir runt 13 % vid exponering i nivå med normen. För PM₁₀ rekommenderade WHO att anta 4 % per 10 µg/m³, som ger en likvärdig accepterad risk vid normen för PM₁₀ (40 µg/m³).

Direktivet och normen för NO₂ avser hälsoeffekter av NO₂ i sig självt. Eftersom personer som exponeras i vägtunnlar utsätts för en blandning av avgaspartiklar och olika gaser innebär det att miljökvalitetsnormen för årsmedelvärde av NO₂ inte bör användas som grund för hälsoriskerna för tunnelluft till skydd mot långtidseffekter. Mot den bakgrunden blir preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft för NO₂ på 20 µg/m³ mer rimligt som grund. Omräknat till NO_x motsvarar detta 30 µg/m³ och med en ökad dödlighet 8 % per 10 µg/m³ blir riskökningen 24 %, vilket dock sannolikt är en överskattning (se nedan).

Med ett riktvärde baserat på MKN för PM_{2.5} eller PM₁₀ skulle halterna i tunnelluften kunna vara väldigt höga på grund av att kupéfiltren är effektiva att avskilja partiklarna så att exponeringen i fordonskupén blir låg även i långa tunnlar. Detta skulle kunna bli problem för sikten i tunneln, speciellt under dubbdäckssäsongen. Dessutom skyddar inte riktvärden för PM_{2.5} eller PM₁₀ mot exponering för avgaspartiklar.

För NO_x kan man anta att kupéfiltret inte har någon renande effekt (även om vissa mätningar indikerar mer än 20 % reduktion av halterna i testade fordon). För Förbifart Stockholm kan man anta att det tar 15 minuter för en pendlare att passera genom tunneln och om detta görs 2 gånger om dagen i 220 dagar under ett år blir den totala tiden i tunneln 110 timmar. Med urbana bakgrundshalter eller befolkningsviktad halt år 2019 som mått på exponering under övrig tid blir riktvärdet uttryckt som maximal tunnelhalt längs hela tunneln 1440 respektive 1760 µg/m³ för NO_x, vilket motsvarar en riskökning på 14 %. Den maximala NO_x halten 2019 är något högre än nivån i WSP (2019) och som legat till grund för Transportstyrelsens förslag till riktvärde – 1300 µg/m³ vid 10 % riskökning.

Slutsatser

Utgångspunkten för riktvärdet i denna utredning är att halten i en tunnel får maximalt innebära ett dostillskott upp till gällande miljökvalitetsnorm (MKN) eller miljökvalitetsmålet (MKM) för utomhusluften. Det bara är NO₂ omräknat till motsvarande NO_x halt som skulle kunna ligga till grund för ett riktvärde, men inte baserat på MKN utan på miljökvalitetsmålet, MKM. Men eftersom halterna av NO_x sjunker i takt med att fordonsparkens utsläpp minskar, så ökar utrymmet upp till MKM för exponering i tunnlar och därmed hälsoriskerna associerad med tunnelexponeringen. Det innebär

dock inte att den totala risken med NO_x exponeringen ökar så länge som MKM för NO_2 ligger på samma nivå. Nuvarande MKM för NO_2 är $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket omräknat till NO_x med nuvarande samband mellan NO_2 och NO_x (MKM för $\text{NO}_x = 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$) och med en exponerings-responsfaktor för NO_x (8 % per $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$) så blir riskökningen hög, 24 %. Men detta blir betydligt lägre om man antar en tröskel för effekterna. Fler epidemiologiska studier behövs för att säkerställa dessa beräkningar.

Efterhand som utsläppen minskar så ökar andelen NO_2 av NO_x , vilket gör att motsvarande omräkningsfaktor till MKM för NO_x minskar, vilket betyder att utrymmet för tunnelexponering också minskar. Detta gör att riktvärdena för 2035 kan behöva justeras succesivt.

Introduktion

Luftföroreningar från vägtrafik har i flera studier associerats med andnings- och hjärt-kärlsjukdomar. De höga föroreningshalterna i vägtunnlar kan ge ett betydande tillskott till den totala dosen av luftföroreningar, speciellt för pendlare och yrkesförare (Orru och Forsberg, 2016). Många studier har påvisat kardiovaskulära effekter av kortvarigt förhöjda halter av avgasrelaterade luftföroreningar (Bellander et al., 2015). Sambanden syns främst hos äldre och hos personer med tidigare hjärt-kärlsjuklighet. Med reservation för stora osäkerheter kom Bellander et al. (2015) fram till att risken för akut hjärtsjukdom efter en kortvarig dosökning av sotpartiklar med $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ under 30 minuters exponering ökar med i storleksordningen 7 % under ca 12 timmars tid efter en exponering.

Men för att kunna skatta de samlade effekterna på t ex förtida dödlighet räcker det inte att ta hänsyn till kortvarigt förhöjd exponering utan man måste ta med de kroniska effekterna av mer långvarig exponering, dvs ta hänsyn till den totala dosen under lång tid, samt att den faktiska exponeringen i långtidsstudierna varit betydligt lägre än områdenas utomhushalter (Orru et al., 2013 och 2015; Orru och Forsberg, 2016). Än så länge saknas dock specifika dos-responsfaktorer som kan användas för att beräkna påverkan på dödligheten vid exponering för avgaspartiklar. Däremot finns det flera studier som påvisat samband mellan dödlighet och långtidsmedelvärden av kväveoxider (NO_x) och kvävedioxid (NO_2) (se Orru et al. 2013 och 2015). Eftersom de lokala halterna av NO_x är starkt korrelerade med avgaspartikelhalterna kan NO_x betraktas som en bra markör för avgaspartikelexponering. Baserat på exponerings- respons sambandet för NO_x från en Norsk studie (Nafstad et al., 2004) kan hälsoriskerna förknippade med exponering i vägtunnlar uppskattas.

Det finns många osäkerheter förknippade med denna metod för att skatta hälsoriskerna associerade med tunnelexponering (Orru et al., 2015). De flesta epidemiologiska studierna, inklusive Nafstad et al. 2004, avser exponering för betydligt lägre halter i utomhusluft jämfört med tunnelluftens halter och det är inte känt hur upprepade, kortvariga, höga doser påverkar den kumulativa risken för förtida dödlighet – om summan av alla doser motsvarar effekten av dosen som uppkommer vid en långvarig exponering för en låg koncentration. Dessutom förändras sammansättningen i avgaserna kontinuerligt i takt med att fordonsparken förnyas. Relationen mellan NO_x och partiklar ändras så att det blir mindre och mindre mängd partiklar per gram NO_x i avgaserna.

Ett alternativ till att basera riktvärdet på uppskattningarna av hälsoriskerna är att beräkna vilken maximal halt i en tunnel som skulle motsvara ett dostillskott upp till gällande miljö kvalitetsnorm (MKN) eller miljö kvalitetsmålet (MKM) för utomhusluften. Ett argument för att ha ett sådant riktvärde är att det grundas på samma värderingar (hälsorisker och teknologiska/ekonomiska aspekter) som ligger till grund för miljö kvalitetsnormerna. Normerna har dock satts utifrån vid tillfället kända exponerings-respons samband med riskökningar som relaterats till utomhushalterna. Eftersom människor tillbringar större delen av tiden inomhus där halterna är lägre, innebär det att de faktiska exponeringsnivåerna varit betydligt mindre. Dvs den riskökningarna för de satta normerna är egentligen högre.

Syftet med denna rapport är att utreda vad det skulle innebära att basera tunnelriktvärdet på ett dostillskott upp till en specifik nivå som skulle kunna vara MKN eller preciseringen av ett miljömål. Vilken luftförorening ska väljas? Hur ska den totala dosen upp till MKN ska beräknas? Vilken hälsorisk skulle det innebära i jämförelse med att basera hälsorisken

på de epidemiologiska studierna för långvarig exponering avseende låga halter i utomhusluft?

Metoder och frågeställningar

Grunden för riktvärdet som utreds i denna rapport är att en regelbunden tur o returresa under maxtimmen inte ska ge ett dostillskott så att den totala tidsviktade medelhalten överskrider vad som motsvaras av miljökvalitetsnorm (MKN) eller mål (MKM) för utomhusluft (vilken av dessa som är mest relevant diskuteras nedan). Dosen definieras som tiden gånger den koncentration som man utsätts för. Dostillskottet i tunneln är då tiden i tunneln gånger halten inne i bilen minus den halt man utsätts för under övrig tid. Dostillskottet upp till gränsvärdet kan skattas som alla timmar under året gånger skillnaden i halt mellan gränsvärdet och den genomsnittliga halten man normalt utsätts för. Detta kan skrivas som:

$$T_{tunnel} \times (C_{kupé} - C_{övrig}) = 8760 \times (MKN - C_{övrig}) \quad (1)$$

där T_{tunnel} antal timmar man vistas i tunneln, 8760 är antalet timmar på ett år, $C_{kupé}$ är medelhalten som man exponeras för i bilkupén vid färd i tunneln och $C_{övrig}$ är medelhalten som man normalt utsätts för under övrig tid.

Den maximalt tillåtna halten i fordonskupén kan därmed beräknas som:

$$C_{kupé} = C_{övrig} + \frac{8760}{T_{tunnel}} \times (MKN - C_{övrig}) \quad (2)$$

Halten inne i bilen beror på halten i tunneln och andelen som tas bort i kupéventilationen. Hur länge man färdas i tunneln i relation till omsättningstiden för luften i fordonet har också stor betydelse (se Bilaga 1. Halt i fordonskupé i relation till halt i tunnelluft). I en kort tunnel hinner inte halten i fordonet påverkas. Likaså blir påverkan på halten i fordonet liten eller t o m försumbar om kupéventilationen är inställd på recirkulation.

Vilken luftförorening ska väljas?

I fallet med järnvägsplattformar är dostillskottet (exponeringen) av mekaniskt genererade grova partiklar speciellt stort, vilket gör att MKN för PM10 används. I vägtrafiktunnlar uppkommer höga halter av både mekaniskt genererade partiklar (slitage av vägbana, däck och bromsar) och förbränningspartiklar (avgasutsläpp). Slitagepartiklarna bidrar till både PM2.5 och PM10. I avgasutsläppen finns en stor mängd olika luftföroreningar förutom partiklarna och de partikelbundna komponenterna, såsom kväveoxider och olika gasformiga kolväten. Samtidigt är trafikanterna i vägtunnlar delvis skyddade av kupéfilter, speciellt de grova partiklarna fastnar förhållandevis effektivt i filtren. De mindre förbränningspartiklarna fastnar mindre effektivt i kupéfilter. I vissa nyare fordon finns filter med aktivt kol som tar bort även gasformiga föroreningar (SLB, 2019).

Vilken hälsorisk innebär det att exponeras i nivå med miljökvalitetsnormerna?

Hälsoriskerna förknippade med exponeringen för olika luftföroreningar beräknas med hjälp av relativa risker (dos-responsfaktorer eller dos-responsfunktioner) som baseras på epidemiologiska studier. I detta fall tar vi enbart hänsyn till påverkan på **förtida dödlighet** eftersom det är den effekt som innebär störst bidrag till den totala hälsobördan associerade med luftföroreningsexponering.

Hälsorisker vid normnivåerna för PM2.5 och PM10

Bedömningarna av acceptabel riskökning, som ligger till grund för EUs direktiv och Sveriges miljökvalitetsnorm för PM2.5 som för närvarande är 25 µg/m³, bygger på äldre epidemiologiska studier med antagandet att mortaliteten ökar med 6 % per 10 µg/m³ oavsett källorna till PM2.5. En tröskelnivå på cirka 3 µg/m³ innebär att den förhöjda dödligheten blir runt 13 % vid exponering i nivå med normen. För PM10 rekommenderade WHO att anta 4 % per 10 µg/m³, som ger en likvärdig accepterad risk vid normen för PM10 (40 µg/m³). Nyare studier med högre geografisk upplösning som bättre representerar de primärt emitterade färskas förbränningspartiklarna indikerar 17 % per 10 µg/m³, men inga av dagens normer har ännu påverkats av resultat från de senaste 10 åren.

Hälsorisker vid normnivån för NO₂

Nuvarande miljökvalitetsnorm för kvävedioxid bygger på den kunskap och analys som togs fram av WHO:s expertgrupp 2002-2004 som underlag för EU:s program Clean Air for Europe samt WHO:s Air Quality Guidelines Global Update 2005. Rekommendationen blev att årsnormen för NO₂ på 40 µg/m³ skulle behållas på samma nivå som tidigare, men i WHO-dokumentet finns en detaljerad beskrivning av övervägandena bakom beslutet. Det framgår att ett antal studier undersökt sambandet mellan långtidsmedelvärdet för NO₂ och mortalitet, bl a den franska PAARC-studien (Filleul et al., 2005) med 14 % högre mortalitet per 10 µg/m³ och den mest inflytelserika studien amerikanska ACS som inte fann något samband alls. Anledningen till avsaknaden av samband i ACS kan vara att NO₂ halterna i studien (urbana bakgrundshalter i Los Angeles) inte representerade primära trafikföroreningar utan kanske mer fotokemiska processer.

WHO konstaterade att i studier där man finner samband mellan dödlighet och NO₂ exponering fungerar NO₂ som en indikator på en blandning av föroreningar innehållande bl a avgaspartiklar: "Recent data from Europe suggested that long-term concentrations of

nitrogen dioxide or nitrogen oxides were associated with an increased risk of all-cause mortality. However, none of the studies found evidence that nitrogen dioxide per se, but rather particulate pollution especially from traffic sources, seemed to be responsible for the observed associations” (WHO AQG Global Update 2005, sid 372).

Mot bakgrund av detta markeras tydligt i WHO-dokumentet att: *”The present guideline was set to protect the public from effects on health of nitrogen dioxide gas itself. The rationale for this is that, because most abatement methods are specific to nitrogen oxides, they are not designed to control other co-pollutants and may even increase their emissions. If, instead, nitrogen dioxide is monitored as a marker for the concentrations and risks of the complex combustion-generated pollution mixtures, an annual guideline value lower than 40 µg/m³ should be used instead (WHO AQG Global Update 2005, s 376).*

Normen för NO₂ gäller alltså för effekter av NO₂ i sig självt. Eftersom personer som exponeras i vägtunnlar utsätts för en blandning av avgaspartiklar och olika gaser innebär det att miljö kvalitetsnormen för årsmedelvärdet av NO₂ inte kan användas som grund för hälsorisken för tunnelluft. Mot den bakgrunden blir miljömålet på 20 µg/m³ mer rimligt som grund (i Bilaga 2 och 3 listas normer och miljömål).

Men det är inte aktuellt med ett riktvärde för NO₂ i tunnlar eftersom NO₂ halterna inte är en bra markör för avgaspartikelexponeringen i en tunnel. Istället används NO_x. För NO_x finns inget miljö kvalitetsmål för skydd av människors hälsa, men utifrån relationen mellan NO_x och NO₂ i olika miljöer i Stockholmsregionen (årsmedelhalter under flera år i Stockholmsregionen, se SLB, 2017) så motsvarar 20 µg NO₂/m³ cirka 30 µg NO_x/m³. Relativa dödlighetsrisken associerad med NO_x exponering brukar antas vara 8 % per 10 µg/m³ enligt Nafstad et al (2004).

Tabell 1 visar att riskökningar associerade med exponering för nivåer motsvarande miljö kvalitetsnormer respektive mål för PM_{2.5}, PM₁₀ och NO₂ varierar mellan 13 % och 24 %.

Riskerna som anges i tabellen är de totala risker som uppkommer om man baserar ett tunnelriktvärde på principen att dostillskottet vid tunnelexponeringen tillåts medföra att dosen motsvarar en exponering i nivå med MKN. Hur stort dostillskott som tillåts i tunneln beror på dostillskottet vid exponeringen under övrig tid.

Tabell 1. Hälsorisker förknippade med exponering i nivå med miljö kvalitetsnormer (MKN) för NO₂, PM2.5 och PM10.

Förorening	Miljö kvalitetsnorm/miljömål avseende årsmedelvärde (µg/m ³)	Relativ risk % ökad dödlighet per 10 µg/m ³	Tröskelnivå för effekt ¹	MKN/M KM - Tröskel (µg/m ³)	Risk-ökning
NO _x (beräknad halt utgående från miljömålet för NO ₂)	30	8 %	0	30	24 %
PM2.5 (WHO)	25	6 %	3	22	13 %
PM10 WHO	40	4 %	8	32	13 %

¹Med tröskelnivå för effekt menas den nivå under vilken inga hälsoeffekter uppkommer.

Exponeringshalter under övrig tid

En mycket viktig fråga är vilken exponeringshalt som ska ansättas för ”övrig tid”, dvs då man inte exponeras i den vägtunnel för vilket riktvärdet ska gälla. Den totala exponeringsdosen utgörs av summan av doserna man utsätts för i olika miljöer. Hälsoriskerna associerade med olika dosstillskott kan variera, speciellt för partikelexponering. Alltfler studier indikerar att hälsoriskerna associerade med partiklar varierar beroende på typen av partiklar – förbränningspartiklar, slitagegenererade partiklar och sekundära partiklar. Partikelexponering i utomhusluft innebär att man utsätts för en blandning, vilket gör att den relativa risken kommer variera beroende på miljön man befinner sig i.

Halten ”övrig tid” varierar självfallet för olika personer. I ett extremfall kan man tänka sig boende längs hårt trafikerade gator i t ex Stockholms innerstad. Alternativt kan man använda urbana bakgrundshalter baserat på halter i taknivå på Torkel Knutssonsgatan för att få mer representativa värden för en större del av befolkningen. Eller så baseras exponeringen under övrig tid på en beräknad befolkningsviktad halt vid bostadsadressen. I en utredning av Järvholm et al (2013) och i Transportstyrelsens förslag till riktvärde för spårtnullar anges 25 µg/m³ som exponeringshalt för PM10 under övrig tid, vilket motsvarar gatunivåhalter och som representerar en relativt högexponerad mindre del av befolkningen.

Tabell 2 visar halterna av NO_x, PM2.5 och PM10 i gatunivå och taknivå samt de befolkningsviktade halterna år 2019 och 2035. Halterna i gatunivå är medelvärden för 3 mätstationer. De befolkningsviktade halterna 2019 baseras på beräkningar för Stockholmsregionen år 2017 (LVF, 2017). Halterna för NO_x 2035 baseras på beräkningar med hänsyn till att fordonsparken förnyas i enlighet med Trafikverkets BAU (Business As Usual) scenario 2035 (i övrigt samma trafikmängder och meteorologi). För PM2.5 och PM10 antas att halterna minskar med 20 % till 2035.

För NO_x blir utrymmet till miljömålet 18 respektive 22 µg/m³ beroende på om man antar tak- eller befolkningsviktade halter. Att anta gatuhalter förefaller inte relevant om man ser till miljömålet. Det befolkningsviktade medelvärdet är mest representativt för

befolkningen. För PM2.5 blir utrymmet 19-20 µg/m³ och för PM10 17-29 µg/m³. Eftersom halterna sjunker till 2035 ökar utrymmet mellan exponering vid MKN och exponering övrig tid. Det betyder att en högre halt kan tolereras i vägtunnlar år 2035 jämfört med idag (se Tabell 2).

Tabell 2. Exponeringshalter under övrig tid och utrymme till MKN för NO_x, PM2.5 och PM10 år 2019 och 2035.

År	Mått på halt övrig tid	Halter övrig tid			Utrymme till MKN/MKM		
		NO _x	PM2.5	PM10	NO _x (MKM = 30 µg/m ³)	PM2.5 (MKN = 25 µg/m ³)	PM10 (MKN = 40 µg/m ³)
2019	Gatuhalter	62	6	23	-	19	17
	Urban bakgrund	12	5	11	18	20	29
	Befolkningsviktad exponering	8	5	11	22	20	29
2035	Gatuhalter	28	5	18	-	20	22
	Urban bakgrund	6	4	9	24	21	31
	Befolkningsviktad exponering	4	4	9	26	21	31

Hälsorisker förknippade med tunnelexponering

Maximalt accepterad riskökning förknippad med tunnelexponeringen blir skillnaden mellan riskökningen vid en halt som motsvarar MKN (eller MKM) minus riskökningen vid halten under övrig tid (enligt Tabell 2).

För NO_x antas 8 % ökad dödlighet per 10 µg/m³, för PM10 4 % per 10 µg/m³ och för PM2.5 6 % per 10 µg/m³ (se vidare under Diskussionsavsnittet om dessa antaganden).

Av Tabell 3 framgår att riskökningarna blir förhållandevis stora. Med takhalter och NO_x som mått på övrig exponering blir den tillåtna riskökningen förknippad med tunnelexponeringen 14 % och 20 % för 2019 respektive 2035. Med befolkningsviktad exponering blir riskökningen 18 % år 2019 och 21 % år 2035.

För PM2.5 och PM10 blir riskökningarna ungefär desamma oavsett mått på övrig exponering, runt 10 %. För PM10 blir riskökningarna lägre med gatunivåhalter jämfört taknivå och befolkningsviktade halter.

Tabell 3. Maximalt accepterade riskökningar på grund av tunnelexponeringen beroende på antaganden om exponering under övrig tid

	Mått på exponering övrig tid	NO _x	PM2.5	PM10
2019	Gatuhalter	-	10 %	2 %
	Urban bakgrund	14 %	10 %	9 %
	Befolkningsviktad exponering	18 %	10 %	9 %
2035	Gatuhalter	-	10 %	4 %
	Urban bakgrund	20 %	11 %	10 %
	Befolkningsviktad exponering	21 %	11 %	10 %

Riktvärden för tunnelluft – exempel Förbifart Stockholm

Luftföroreningsdosen vid exponering för luftföroreningar vid färd med bil eller buss i tunnel är beroende av tiden det tar att passera tunneln, omsättningstiden för luften i fordonet och avskiljningsgraden i kupéfiltret (se ovan och Bilaga 1. Halt i fordonskupé i relation till halt i tunnelluft). För NO_x kan man anta att kupéfiltret inte har någon renande effekt (även om mätningar indikerar drygt 20 % i genomsnittlig reducering av halterna i de testade fordonen, intervall: 1 % - 47 %, se SLB, 2019). För PM2.5 och PM10 kan man anta att 50 % respektive 95 % av partiklarna fastnar i filtret.

För Förbifart Stockholm kan man anta att det tar 15 minuter för en pendlare att passera genom tunneln och om detta görs 2 gånger om dagen i 220 dagar under ett år blir den totala tiden i tunneln 110 timmar. Utrymmet till MKM (30 µg/m³ NO_x) om man antar att den urbana bakgrundshalten i Stockholm är 12 µg/m³ är 18 µg/m³ (år 2019, Tabell 2). Omräknat till medel halt i tunneln under tiden för tunnelexponeringen blir detta 1445 µg/m³ (ekvation 2). Detta motsvarar medelhalten i tunneln som en pendlare utsätts för om man antar att kupéfiltret inte har någon renande effekt avseende NO_x. Om man istället antar att den befolkningsviktade halten representerar halten övrig tid blir högsta medelhalten för färd i tunneln 1760 µg/m³.

Medelhalten längs tunneln kan räknas om till en maximal halt i någon punkt i tunneln. För Förbifart Stockholm antas samma förhållande mellan medelhalten längs tunneln och den maximala halten i någon punkt av tunneln som presenteras i Tabell 1 i WSP (2019). Båda värdena avser medelvärden under en timme under den tid när maxhalten nås i någon punkt, vilket motsvarar rusningstid under morgon och eftermiddag.

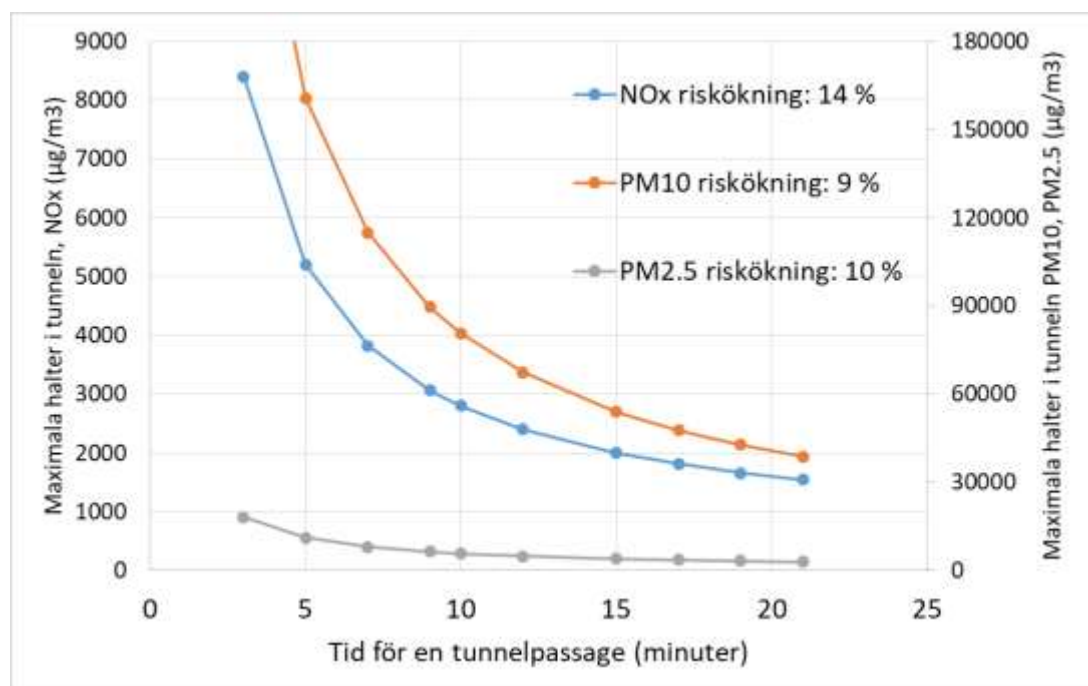
Med urbana bakgrundshalter eller befolkningsviktad halt år 2019 som mått på exponering under övrig tid blir riktvärdet uttryckt som maximal tunnelhalt 2000 respektive 2400 µg/m³ för NO_x. För PM2.5 och PM10 blir de maximala halterna väldigt höga när man tar hänsyn till kupé filtrens effektivitet. Sannolikt skulle inte så höga riktvärden för PM2.5 och PM10 kunna användas eftersom det skulle kunna innebära stora siktproblem – speciellt för PM10. Rekommenderade ventilationsdimensionerande värden på sikt enligt PIARC är mellan 3 och 9 per km, vilket motsvarar cirka 2400 till 8300 µgPM10/m³ (Johansson, 2010), d v s betydligt lägre än maxhalten för PM10 enligt ovan. Dessutom skyddar inte filtren lika bra mot de mindre avgaspartiklarna, vilket gör att PM2.5 och PM10 inte är lämpade som grund för riktvärden.

Tabell 4. Avrundade maximala halter¹ av NO_x, PM2.5 och PM10 i Förbifart Stockholms tunnlar beroende på antagande om halter under övrig tid samt andra antagande som beskrivs i texten. (Enhet: µg/m³)

	Mått på exponering övrig tid	NO _x	PM2.5	PM10
2019	Gatuhalter	-	4100	31400
	Urban bakgrund	2000	4400	61300
	Befolkningsviktad exponering	2400	4400	61300
2035	Gatuhalter	-	4400	40900
	Urban bakgrund	2600	4500	64800
	Befolkningsviktad exponering	2700	4500	64800

¹ Avser maximala timmedelvärden i någon punkt längs tunneln.

Figur 1 visar de maximala halterna¹ av NO_x, PM2.5 och PM10 som skulle kunna tillåtas i tunnlar beroende på tiden för passage. Värdena förutsätter att halten under övrig tid baseras på urbana bakgrundshalter i Stockholm 2019. För exempelvis pendling två gånger om dagen i 220 dagar genom Södra Länken tunneln (det tar ca 5 minuter att passera vid fritt flytande trafik), skulle detta innebära att den maximala halten skulle kunna vara ca 5200 µg/m³ utan att dostillskottet skulle det medföra att dosen motsvarande MKN överskrids. Detta är betydligt högre än de uppmätta halterna i Södra länken (SLB, 2019a), men att observera är att tunnelriktvärdet endast kommer avse planerade nya tunnlar.



Figur 1. Maximala halter som kan tillåtas i någon punkt i tunnlar med olika tider för en fordonspassage med antagande om 2 passager per dag och 220 pendlingsdagar. Baseras på att halten övrig tid är genomsnitt för urban bakgrund i Stockholm år 2019 (NO_x: 12 µg/m³; PM10: 11 µg/m³; PM2.5: 5 µg/m³) och att ventilationsfiltret tar bort 95 %, 50 % och 0 % av PM10, PM2.5 respektive NO_x.

¹ Sambandet för att räkna om medelhalten längs tunneln och maximala halten i någon punkt är det som antagits för Förbifart Stockholm. Detta samband kommer dock med stor sannolikhet att variera för olika tunnlar.

I Tabell 5 jämförs riktvärdena baserat på denna utredning baserade på MKM för NO₂ med förslag enligt arbetsmaterial från Transportstyrelsen för olika tunnelpassagetider (WSP, 2019). Observera att halterna avser maximala timmedelvärden längs hela tunnelpassagen (inte maximala halter i en punkt).

Utrymmet till MKM för NO_x på 18 µg/m³ (Tabell 2) motsvarar en riskökning på 14 % och en genomsnittlig tunnelhalt längs hela tunneln på ca 1400 µg/m³. Detta är ungefär samma nivå som Transportstyrelsens förslag till riktvärde – 1300 µg/m³ vid 10 % riskökning (motsvarande 12.5 µg/m³ i årsdos) baserat på WSP (2019).

Vilken NO_x exponering som motsvarar 10 % riskökning år 2035 är mycket osäkert, men sannolikt betydligt högre än 1300 µg/m³, beroende på att relationen mellan avgaspartiklar och NO_x kommer att ändras drastiskt.

Tabell 5. Tunnelriktvärden för NO_x enligt WSP (2019) och baserat på MKN enligt denna utredning. Enhet: µg/m³.

Passagetid (minuter)	NO _x halt (10 % riskökning) enligt WSP (2019)	NO _x halt (avrundade värden) baserat på MKM (14 % riskökning) enligt denna utredning
15	1300	1400
10	1900	2200
5	3800	4300
3	6400	7200

Diskussion om exponerings-responssamband och MKM kontra MKN

Miljömål istället för miljökvalitetsnorm för NO₂

De maximala tunnelhalterna för NO_x baseras på miljökvalitetsmålet (MKM) för NO₂ istället för miljökvalitetsnormen. Att MKM är lämpligare som utgångspunkt än MKN vid omräkning från NO₂ till NO_x baseras på att årsnormen utifrån WHO:s experter avsåg NO₂ i sig och inte som indikator på avgaser. Gränsvärdena för den skattade riskökningen vid maximal exponeringsnivå kan förefalla hög (14 % om den urbana bakgrundshalten används som mått på exponeringshalten under övrig tid), men kan vara överskattad. Den bygger på exponerings-respons sambandet för NO_x från Nafstad et al (2004) (8 % per 10 µg/m³). Enligt den studien finns ingen ökad mortalitet under årsmedelvärdet 20 µg/m³. Man kan även notera att Europeiska miljöbyrå EEA använder en tröskel på 20 µg/m³ för årsmedelvärdet av NO₂ och antar 5,5 % ökning per 10 µg/m³ när man beräknar effekter på mortaliteten i sina rapporter (t ex EEA, 2019). Med en tröskel på 20 µg/m³ för NO_x och exponerings-responsantagandet från den norska studien, 8 % ökning per 10 µg/m³, skulle den maximala exponeringsnivån 30 µg/m³ motsvara 8 % förhöjd mortalitet (8 % av 30 minus 20 µg/m³).

Exponerings-responssamband för partiklar

Även om det idag finns studier av hur lokalt genererade halter av partiklar från trafiken ger högre koefficienter än de som anges för PM_{2.5} och PM₁₀ i WHO:s AQG och EU:s CAFE, måste man använda då antagna exponerings-responssamband när man räknar på

vid vilken riskökningsnivå som normen lades. Detta innebär 6 % ökning per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ för PM2.5 och 4 % ökning per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ för PM10.

För PM2.5 och PM10 är antagande om exponeringshalten övrig tid inte lika kritiskt som för NO_x. För PM2.5 är skillnaderna mellan gatunivåhalter, urban bakgrund och befolkningsviktad exponeringshalt relativt liten.

Men att basera ett riktvärde för tunnelluft på PM2.5 eller PM10 är ändå inte att rekommendera eftersom det blir beroende på antagande om kupéfiltrens effektivitet samt att halterna av avgaspartiklar inte kontrolleras.

Slutsatser

Sammanfattningsvis är det bara NO_x som skulle kunna ligga till grund för ett riktvärde, men inte baserat på MKN utan på miljökvalitetsmålet, MKM. Men eftersom halterna av NO_x sjunker i takt med att fordonsparkens utsläpp minskar, så ökar utrymmet för exponering i tunnlar och därmed hälsoriskerna associerad med tunnelexponeringen.

Nuvarande MKM för NO₂ är 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket omräknat till NO_x med nuvarande samband mellan NO₂ och NO_x (MKM för NO_x = 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) och med en exponerings-responsfaktor för NO_x (8 % per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) så blir riskökningen hög, 24 %. Men som påpekas ovan så blir detta betydligt lägre om man antar en tröskel för effekterna, dvs en halt under vilken inga negativa hälsoeffekter uppkommer. Fler epidemiologiska studier behövs för att säkerställa dessa beräkningar.

Referenser

- Bellander, T., Forsberg, B. och Johansson, C. 2015. Kardiovaskulär påverkan vid kortvarigt höga halter av avgaspartiklar. Rapport: 2015:03. ISBN: 978-91-982104-7-7. http://dok.slo.se/CAMM/Rapportserien/2015/CAMM_2015_3.pdf
- COMEAP, 2018. Associations of long-term average concentrations of nitrogen dioxide with mortality. Committee on the Medical Effects of Air Pollutants. PHE publishing gateway number: 2018238. https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/734799/COMEAP_NO2_Report.pdf
- EEA, 2019. Air Quality in Europe – 2019 report. No 10/2019. <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2019>.
- Filleul L, Rondeau V, Vandentorren S, et al. Twenty five year mortality and air pollution: results from the French PAARC survey. *Occup Environ Med.* 2005;62(7):453-460. doi:10.1136/oem.2004.014746.
- Johansson, C., 2010. Sikt och kvartshalter i Förbifartens tunnlar. Underlags-PM för MKB förbifarten.
- Järvholm, B., Forsell, K., Ljerbäck, M., Liljelind, I., 2013. Hälsoeffekter av luftföroreningar i stationsmiljöer till järnvägstunnlar. Umeå universitet, Institutionen för folkhälsa och klinisk medicin.
- LVF, 2017. Exponering för luftföroreningar inom Östra Sveriges Luftvårdsförbund. Östra Sveriges Luftvårdsförbund. http://slb.nu/slb/rapporter/pdf8/lvf2018_012.pdf
- Nafstad, P. Håheim, LL. Wisloff, T. Gram, F. Oftedal, B. Holme, I. Hjermann, I. Leren, P., (2004). Urban air pollution and mortality in a cohort of Norwegian men. *Environmental Health Perspect*, sida. 610-615.
- Orru, H. och Forberg, B., 2016. Assessment of long-term health impacts of air quality with different guideline values for NO_x in the planned by-pass tunnel Förbifart Stockholm. Yrkes- och miljömedicin i Umeå rapport nr 3 2016. ISSN-nr 1654-7314.
- Orru, H. Lövenheim, B., Johansson, C. och Forsberg, B. 2013. Estimated health impacts of changes in air pollution exposure associated with the planned by-pass Förbifart Stockholm. Yrkes- och miljömedicin i Umeå rapporter 2013:1 ISSN 1654-7314. Umeå universitet 901 87 Umeå. <http://umu.diva-portal.org/smash/get/diva2:809650/FULLTEXT01.pdf>
- Orru, H. Lövenheim, B., Johansson, C. och Forsberg, B. 2015. Potential health impacts of changes in air pollution exposure associated with moving traffic into a road tunnel. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 25, 524–531. <https://www.nature.com/articles/jes201524.pdf>
- SLB, 2017. Luftkvalitetsberäkningar för kontroll av miljökvalitetsnormer. Modeller, emissionsdata, osäkerheter och jämförelser med mätningar. SLB rapport nr 11:2017. http://slb.nu/slb/rapporter/pdf8/slb2017_011.pdf
- SLB, 2019. Halter i fordonskupéer vid färd i tunnel. SLB rapport 48:2019. http://slb.nu/slb/rapporter/pdf8/slb2019_048.pdf

SLB, 2019a. Luftföroreningar i svenska vägtunnlar. Modellerade halter av NO_x, NO₂, sot, PM10. SLB rapport 37:2019.

Trafikverket, (2018). Analysmetod och samhällsekonomiska kalkylvärden för transportsektorn, ASEK, Version 2018-04-01 (ASEK 6.1).

Trafikverket, 2019. Underlag för reviderade ASEK-värden för luftföroreningar. Slutrapport från projektet REVSEK. https://enveco.se/wp-content/uploads/2019/10/revsek-rapport_slutversion_2019-07-03.pdf

Trafikverket (2016) Effektsamband för transportsystemet, Fyrstegsprincipen Steg 3 och 4, Bygg om eller bygg nytt, Kapitel 3 Trafikanalys Version 2016-04-01.

Trafikverket, 2015. Beslutsunderlag - Förslag på nationellt riktvärde för luftkvalitet i vägtunnlar. Ärende nr: TRV 2011/68842.

WHO, 2005. Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide - Global update 2005 - Summary of risk assessment. https://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/outdoorair_aqg/en/.

WHO, 2013. Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project. Recommendations for concentration–response functions for cost–benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. WHO Regional Office for Europe UN City, Marmorvej 51 DK-2100 Copenhagen Ø, Denmark.

WSP, (2019). Luftkvalitet i vägtunnlar. Tilläggsuppdrag nationellt riktvärde, 2019-10-15, Slutversion reviderad.

WSP, (2018). Luftkvalitet i vägtunnlar. Konsekvensutredning och förslag till nationellt riktvärde, 2018-08-16 Slutversion reviderad.

Bilaga 1. Halt i fordonskupé i relation till halt i tunnelluft

Koncentrationen i fordonskupén varierar med tiden enligt:

$$\frac{dc_{kupe}}{dt} = \frac{q}{V}(1 - \varphi)c_t - \frac{q}{V}c_{kupe} - \frac{v_d A}{V}c_{kupe} + S$$

där $(1 - \varphi)$ är andelen som penetrerar filter mm., c_t är halten i tunneln, q är luftflödet in i fordonet, v_d är torrdepositionen, A är ytan på vilken partiklar deponeras, V är kupévolymen och S är källor inne i bilen.

Lösning är:

$$c_{kupe} = c_{kupe}^{t=0} \exp\left(-\left(\frac{q}{V} + \frac{v_d A}{V}\right)t\right) + \frac{\frac{q}{V}(1 - \varphi)c_t + S}{\frac{q}{V} + \frac{v_d A}{V}} \left(1 - e^{-\left(\frac{q}{V} + \frac{v_d A}{V}\right)t}\right)$$

Om torrdepositionen och S kan försummas erhålls:

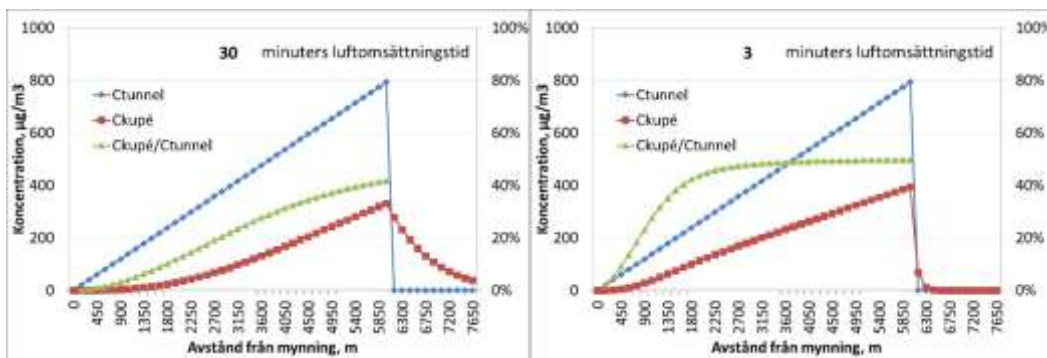
$$c_{kupe} = c_{kupe}^{t=0} \exp\left(-\left(\frac{q}{V}\right)t\right) + (1 - \varphi)c_t \left(1 - e^{-\left(\frac{q}{V}\right)t}\right)$$

Vid steady state, dvs $dc/dt = 0$ blir kupéhalten (om torrdep och S försummas):

$$c_{kupe} = (1 - \varphi)c_t$$

$$C_{kupé} = (1 - \varphi)C_{tunnel} \left(1 - e^{-\frac{q}{V}t}\right) - C_{kupé}^{t=0} e^{-\frac{q}{V}t}$$

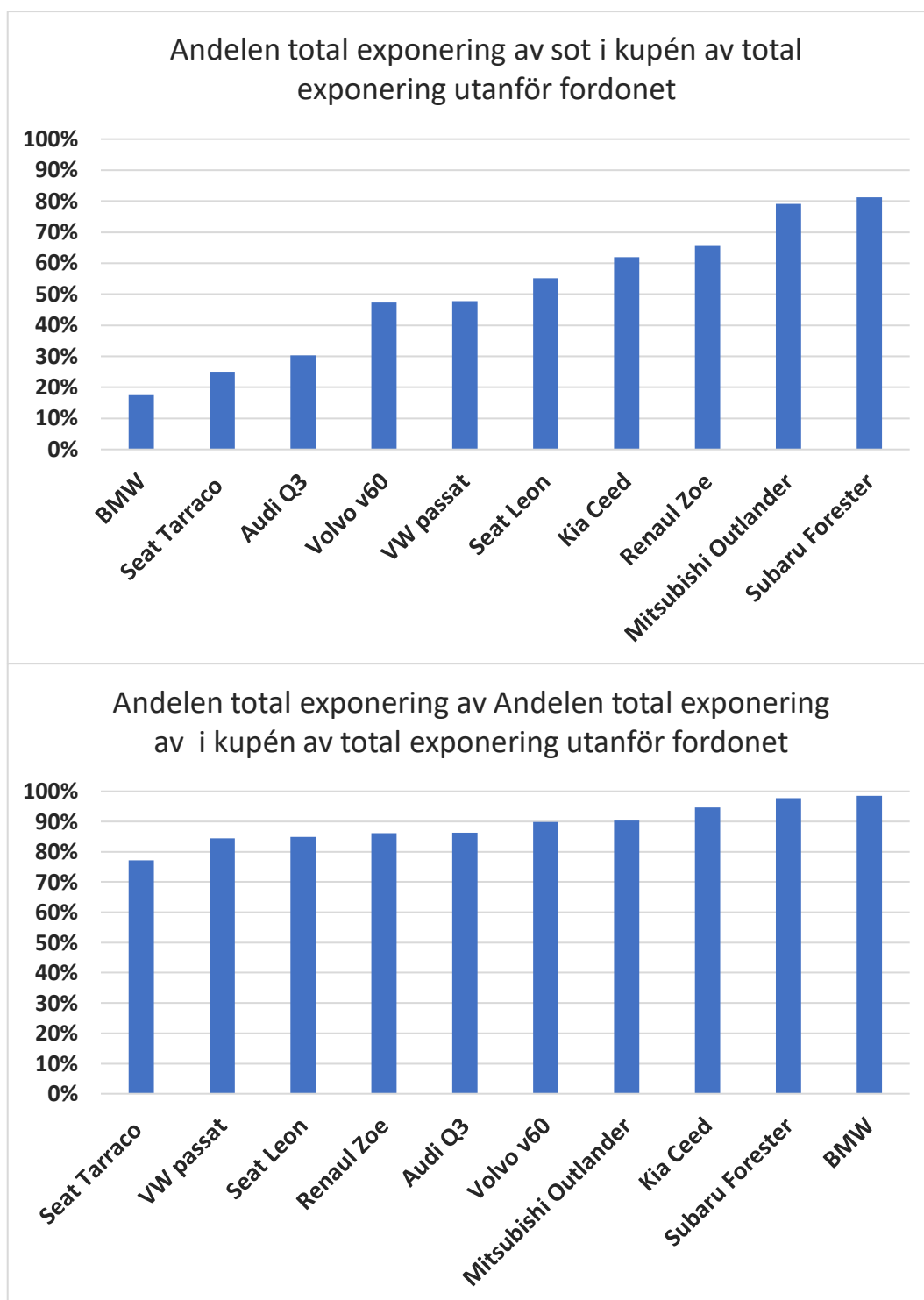
där φ är filtreringseffektiviteten (andelen som fastnar i ventilationssystemet), q är ventilationsluftflödet och V är kupévolymen och t är tiden. Förhållandet mellan halten i kupén och utanför bilen beror till stor del på samspelet mellan bilens omsättningstid och filterupptagets effektivitet. Filtret stoppar (främst) partiklar från att komma in i kupén. Ju effektivare filterupptag desto lägre andel halt i kupén av utomhushalten. Omsättningstiden kontrollerar hur snabbt luften i kupén byts ut. Ju längre omsättningstid desto längre tid tar det för luften i kupén att bytas ut. Figuren nedan illustrerar hur halten i fordonskupén varierar med avståndet i tunneln och efter att bilen lämnat tunneln beroende på omsättningstiden för luften i fordonet.



Figur . Illustration av hur halten i fordonskupén (röd) varierar i tunneln och strax utanför fordonet (blå) i en 6 km lång tunnel. Förhållandet mellan halten i kupén och i tunneln

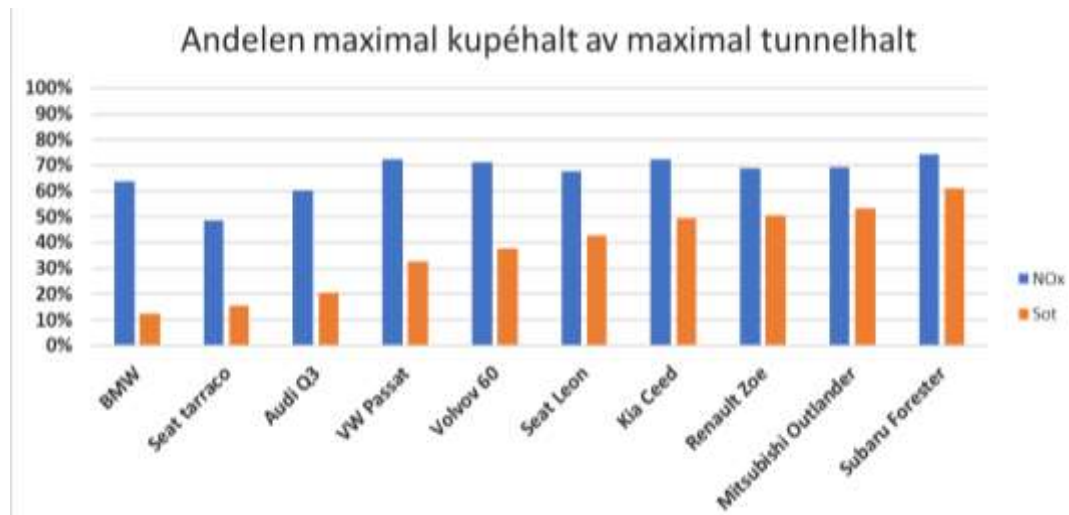
närmar sig ett konstant värde som är lika med andelen som passerar filtret, i detta fall ansattes 50 %. Luftomsättningen i kupén är 30 minuter i vänstra figuren och 3 minuter i högra figuren.

Exponeringen inne i kupén är mindre än om man skulle färdas i tunneln med t ex motorcykel utan ventilationsfilter och kupévolymens luftomsättning. Mätningar har visat att för NO_x reduceras exponeringen med som mest 25 % och för sotpartiklar med mellan 20 % och 85 % (Figur 2). Variationen mellan fordonen beror på olika egenskaper hos kupéfilter och olika luftomsättning. I vissa fordon finns sensorer som känner av föroreningshalterna och aktiverar recirkulation automatiskt utan att föraren märker det.



Figur 2. Andelen totala medelexponering av sot (övre diagrammet) och NO_x i kupén av totala exponeringen utanför bilen.

Mätningarna i och utanför fordon i Södra länken tunneln visade att de maximala halterna inne i fordonskupéerna var betydligt lägre jämfört med de maximala halterna i tunnelluften. Detta beror på att halterna i fordonskupén inte varierar lika snabbt som halterna i tunneln på grund av att luftomsättningen i kupéerna jämnar ut haltvariationerna.



Bilaga 2. Miljökvalitetsnormer

Miljökvalitetsnormer syftar till att skydda människors hälsa och naturmiljön. Normerna är juridiskt bindande föreskrifter som har utarbetats nationellt i anslutning till miljöbalken. De baseras på EU:s regelverk om gränsvärden och vägledande värden.

Vid planering och planläggning ska kommuner och myndigheter ta hänsyn till miljökvalitetsnormen. I plan- och bygglagen anges bl.a. att planläggning inte får medverka till att en miljökvalitetsnorm överträds. För närvarande finns miljökvalitetsnormer för kvävedioxid, partiklar (PM10 och PM2,5), bensen, kolmonoxid, svaveldioxid, ozon, bens(a)pyren, arsenik, kadmium, nickel och bly. Halterna av svaveldioxid, kolmonoxid, bensen, bens(a)pyren, partiklar (PM2,5), arsenik, kadmium, nickel och bly är så låga att miljökvalitetsnormer för dessa ämnen klaras i hela regionen. I Luftkvalitetsförordningen framgår att miljökvalitetsnormer gäller för utomhusluften med undantag av arbetsplatser samt väg- och tunnelbanetunnlar.

Miljökvalitetsnormer innehåller värden för halter av luftföroreningar både för lång och kort tid. Från hälsoskyddssynpunkt är det viktigt att människor både har en låg genomsnittlig exponering av luftföroreningar under längre tid (motsvarar årsmedelvärde) och att minimera antalet tillfällen då de exponeras för höga halter under kortare tid (dygns- och timmedelvärden). För att en miljökvalitetsnorm ska klaras får inget av normvärdena överskridas.

Partiklar, PM10

Tabell 6 visar gällande miljökvalitetsnorm för partiklar, PM10 till skydd för hälsa. Värdena anges i enheten $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (mikrogram per kubikmeter) och omfattar ett årsmedelvärde och ett dygnsmedelvärde. Årsmedelvärdet får inte överskridas medan dygnsmedelvärdet får överskridas högst 35 gånger under ett kalenderår. I alla mätningar i Stockholms- och Uppsala län har dygnsmedelvärdet av PM10 varit svårare att klara än årsmedelvärdet. Även 2015 års kartläggning av PM10-halter i Stockholms- och Uppsala län visade detta.

I resultatet som följer redovisas det 36:e högsta dygnsmedelvärdet av PM10 under beräkningsåret, vilket alltså inte får vara högre än $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för att miljökvalitetsnormen ska klaras.

Tabell 6. Miljökvalitetsnorm för partiklar, PM10 avseende skydd av hälsa.

Tid för medelvärde	Normvärde ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Anmärkning
Kalenderår	40	Värdet får inte överskridas
Dygn	50	Värdet får inte överskridas mer än 35 dygn per kalenderår

Kvävedioxid, NO₂

Tabell 7 visar gällande miljö kvalitetsnorm för kvävedioxid, NO₂ till skydd för hälsa. Normvärden finns för årsmedelvärde, dygnsmedelvärde och timmedelvärde. Miljö kvalitetsnormens årsmedelvärde får inte överskridas och dygns- och timmedelvärdet inte får överskridas mer än 7 respektive 175 gånger under ett kalenderår för att normen ska klaras. I alla mätningar i Stockholms- och Uppsala län har dygnsmedelvärdet av NO₂ varit svårare att klara än årsmedelvärdet och timmedelvärdet. Detta bekräftades även i kartläggningen av NO₂-halter i Stockholms och Uppsala län.

I resultatet som följer redovisas det 8:e högsta dygnsmedelvärdet av NO₂ under beräkningsåret, vilket alltså inte får vara högre än 60 µg/m³ för att miljö kvalitetsnormen ska klaras.

Tabell 7. Miljö kvalitetsnorm för kvävedioxid, NO₂ avseende skydd av hälsa.

Tid för medelvärde	Normvärde (µg/m ³)	Anmärkning
Kalenderår	40	Värdet får inte överskridas
Dygn	60	Värdet får inte överskridas mer än 7 dygn per kalenderår.
Timme	90	Värdet får inte överskridas mer än 175 timmar per kalenderår förutsatt att föroreningsnivån aldrig överstiger 200 µg/m ³ under en timme mer än 18 gånger under ett kalenderår

Bilaga 3. Miljökvalitetsmål

Det nationella miljökvalitetsmålet Frisk luft är definierat av Sveriges riksdag. Halterna av luftföroreningar ska senast till år 2020 inte överskrida lågrisknivåer för cancer eller riktvärden för skydd mot sjukdomar eller påverkan på växter, djur, material och kulturföremål. Miljökvalitetsmålen med preciseringar anger en långsiktig målbild för miljöarbetet och ska vara vägledande för myndigheter, kommuner och andra aktörer.

Miljökvalitetsmålet Frisk luft omfattar preciseringar för kvävedioxid, partiklar (PM10 och PM2.5), bensen, bens(a)pyren, butadien, formaldehyd marknära ozon, ozonindex och korrosion.

Partiklar, PM10

Tabell 8 visar miljökvalitetsmål för partiklar, PM10 till skydd för hälsa. Värdena anges i enheten $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (mikrogram per kubikmeter) och omfattar ett årsmedelvärde och ett dygnsmedelvärde. För att målet ska uppnås ska årsmedelvärdet inte överskridas och dygnsmedelvärdet inte överskridas mer än 35 gånger under ett kalenderår. I alla mätningar i Stockholms- och Uppsala län har årsmedelvärdet av PM10 varit svårare att klara än dygnsmedelvärdet. Även 2015 års kartläggning av PM10-halter i Stockholms- och Uppsala län visade detta.

Tabell 8. Miljökvalitetsmål för partiklar, PM10.

Tid för medelvärde	Målvärde ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Anmärkning
Kalenderår	15	
Dygn	30	För att målet ska nås ska antal dygn med halt $>30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ inte vara fler än 35 per kalenderår

Kvävedioxid, NO₂

Tabell 9 visar gällande nationella miljökvalitetsmål för kvävedioxid, NO₂ till skydd för hälsa. Miljömål finns preciserade för årsmedelvärde och timmedelvärde. För att målet ska uppnås ska årsmedelvärdet inte överskridas och timmedelvärdet inte överskridas mer än 175 timmar under ett kalenderår. I alla mätningar i Stockholms- och Uppsala län har målet för timmedelvärdet av NO₂ varit svårare att klara än årsmedelvärdet. Även 2015 års kartläggning av NO₂-halter i Stockholms- och Uppsala län visade detta.

Tabell 9. Miljökvalitetsmål för kvävedioxid, NO₂.

Tid för medelvärde	Målvärde ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Anmärkning
Kalenderår	20	
Timme	60	För att målet ska nås ska antal timmar med halt $>60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ inte vara fler än 175 per kalenderår

SLB-analys, Miljöförvaltningen i Stockholm.
Tekniska nämndhuset, Fleminggatan 4.
Box 8136, 104 20 Stockholm.
www.slb.nu

