

LUFTKVALITET I VÄGTUNNOR

Konsekvensutredning och förslag till nationellt riktvärde

2018-08-16 SLUTVERSION REVIDERAD



KUND

Trafikverket

780 89 Borlänge
Besök: Röda vägen 1
Telefon (växel): 0771 921 921
trafikverket.se

Transportstyrelsen

Box 267
781 23 Borlänge
Besök: Jussi Björlingsväg 19
Telefon (växel): 0771 503 503
transportstyrelsen.se

KONSULT

WSP Sverige AB

WSP Analys & Strategi
121 88 Stockholm-Globen
Besök: Arenavägen 7
Telefon (växel): 010 722 50 00
wsp.com

KONTAKTPERSONER

Trafikverket

Jan Skoog
jan.skoog@trafikverket.se

Transportstyrelsen

Per Andersson
Per.andersson@transportstyrelsen.se

Karin Edvardsson
karin.edvardsson@transportstyrelsen.se

WSP Sverige AB

Jenny Källström
jenny.kallstrom@wsp.com

SAMMANFATTNING

- **Problembeskrivning:** Vägtrafiken genererar betydande luftföroreningar. För utomhusluft finns miljö kvalitetsnormer för att skydda människor från oacceptabla hälsoeffekter. Motsvarande finns däremot inte för luftkvalitet i vägtunnlar. En bidragande orsak till svårigheten att fastställa ett sådant riktvärde är att kunskapen om hälsoeffekter till följd av luftföroreningar i vägtunnlar fortfarande är ofullständig.

Avsaknaden av ett sådant nationellt riktvärde medför att regionala och lokala förhandlingar om luftkvalitet krävs för enskilda tunnlar. Detta leder i sin tur till att miljökraven varierar och kan potentiellt ge upphov till samhällsförluster av att upprätthålla alltför låga eller alltför höga krav på luftkvalitet i enskilda tunnlar.

- **Syfte och upplägg:** Trafikverket har de senaste åren finansierat flera forskningsprojekt inom området. På uppdrag av Trafikverket och Transportstyrelsen har WSP genomfört en översyn av möjligheterna att föreslå ett nationellt riktvärde för luftkvalitet i vägtunnlar. I föreliggande rapport presenteras resultaten från denna översyn och konsekvensutredning. Ett nationellt riktvärde avses i första hand gälla för nya vägtunnlar. Allt eftersom äldre tunnlar renoveras och befintlig ventilationskapacitet eventuellt utökas kan även äldre tunnlar anpassas.

Utredningens övergripande ambition har varit att definiera en nivå för luftföroreningar i vägtunnlar som medför en acceptabel hälsopåverkan. Det finns idag ingen definition av acceptabel risk, och ingen standardmetod för att hitta den. För att möta denna komplexa fråga har utredningen belyst aspekter såsom hälsoeffekter, samhällsekonomiska konsekvenser, fördelningseffekter samt acceptabel hälsopåverkan utifrån riskteori. Upplägget i WSPs översyn har även bäring på de steg som anges i den svenska förordningen för konsekvensutredning vid regelgivning (SFS 2007:1244).

Analyser och förslag har utgått ifrån befintlig kunskap. Information har därför huvudsakligen hämtats från forskningslitteratur, intervjuer, workshops samt egna beräkningar baserat på dessa underlag.

- **Flera möjliga utgångspunkter för ett standardiserat riktvärde:** Olika tänkbara mått kan vara möjligt för ett riktvärde. Ett riktvärde kan anges i form av en maxhalt för enskilda punkter i tunneln, medelhalt i hela tunneln, exponering (dos/passage), individuell riskhöjning, totala hälsoeffekter (max X antal förtida dödsfall) eller samhällsekonomisk lönsamhet (nettonuvärdeskvot > X). Det finns inget enkelt svar på vad som borde vara det dimensionerande måttet.

Två olika principer kan användas som utgångspunkt för vad som är en samhälleligt acceptabel nivå:

- De totala aggregerade hälsovinster av att begränsa luftföroreningarna skall överstiga de totala kostnaderna det innebär för samhället – det utilitaristiska perspektivet (representeras av den samhällsekonomiska beräkningen)
- De individuella risker som specifika trafikantgrupper utsätts för får inte vara orimligt stora, även om det skulle innebära betydande samhällsekonomiska kostnader att åtgärda dem. (Vad som är "orimligt" är en samhällelig avvägning som behöver ta hänsyn till en lång rad faktorer kring riskens karaktär och det sammanhang i vilket den uppstår)

Sambandet mellan halt och effekter är unikt för varje tunnel. Slutsatser om vilken halt som kan anses som acceptabel i en specifik tunnel är därmed inte automatiskt generaliserbar för alla Sveriges tunnlar.

- **Förbifart Stockholm används som fallstudie:** I denna konsekvensutredning har E4 Förbifart Stockholm använts som fallstudie. Förbifartens längd medför en lång vistelsetid och därmed stora förväntade negativa hälsoeffekter av att vistas i tunneln om den inte ventileras. Om ett riktvärde kan motiveras ur både ett samhällsekonomiskt respektive ett riskperspektiv för Förbifart Stockholm, är den halten sannolikt acceptabel även för andra tunnlar. (Däremot kan det finnas risk för överdimensionering av miljökraven i alla andra tunnlar, om riktvärdet sätts lika lågt som det som rekommenderas för Förbifarten.)

Fallstudien baseras på resultat från tidigare underlag och forskning om förväntad trafik, emissioner och hälsopåverkan kopplat till Förbifart Stockholm. Utifrån detta underlag har vi tagit fram ett nollalternativ och tre olika utredningsalternativ som analyseras utifrån hälsoeffekter, samhällsekonomisk lönsamhet, fördelningseffekter och individuell risk. Nollalternativet innebär att ventilationen styrs för att klara en maximal halt på 4000 µg NO_x/m³ i något tunnelsegment. Detta antas motsvara ungefär den nivå som maximalt kan råda för att bibehålla god sikt i tunneln. De tre utredningsalternativen innebär att ventilationen styrs för att klara en eftersträvd maximal halt på 1000, 2000 respektive 3000 µg NO_x/m³ i något tunnelsegment.

- **Hälsoeffekter:** Det finns olika trafikrelaterade föroreningar som kan orsaka hälsoproblem, varav vissa är mer och andra mindre lämpade som grund för riktvärde.
- Partiklar mätt som PM10 eller PM2,5 blir inte relevanta i tunnlar på grund av fordonens avskiljande effekt.
 - Finare partiklar uttryckt som avgaspartiklar eller fraktioner av dessa (sot/BC, ultrafina partiklar) är sannolikt de mest hälsofarliga föroreningarna men saknar i nuläget vetenskapligt belagda effektsamband.
 - NO₂ i sig har belagda effekter på hälsa på kort sikt men dess långsiktiga effekter är under diskussion. NO₂ skulle kunna användas som indikator för andra hälsofarliga ämnen men är inte lämplig att använda som indikator för tunnlar på grund av att relationen NO₂ och NO är annorlunda i tunnlar jämfört med utomhusluft.
 - NO_x (summan av NO och NO₂) används ofta som indikator för trafikens hälsopåverkan på grund av dess relativt förutsägbara relation med exempelvis avgaspartiklar.

Utgångspunkten för den totala hälsobedömningen är NO_x och dess långsiktiga effekter på mortalitet. I fallstudien Förbifart Stockholm skulle det i utredningsalternativen, med den valda metodiken, innebära att flera liv skulle kunna sparas varje år jämfört med nollalternativet, se Tabell 1.

Tabell 1. Beräknat antal sparade liv och levnadsår för förbifart Stockholm per år vid olika hypotetiska nivåer uttryckt som eftersträvarde maximala halter för något segment av tunneln. (Källa: egen bearbetning.)

	UA1	UA2	UA3	Noll- alternativ
Maxhalt, ($\mu\text{g NOx/m}^3$, uttryckt som timmedelvärde)	1000	2000	3000	4000
Sparade liv	26	13	3	-
Sparade levnadsår	557	277	64	-

- **Samhällsekonomisk lönsamhet:** Den samhällsekonomiska ansatsen, vilken väger samman nytta och uppoffring, baseras på utilitaristisk etik som säger att beslut ska fattas så att nyttan sammantaget blir så stor som möjligt över alla berörda. Ett beslut är samhällsekonomiskt lönsamt när värdet av de positiva nyttoeffekterna är större än uppoffringarna. I vår samhällsekonomiska analys har de totala tillkommande samhällsekonomiska kostnaderna för att upprätthålla det föreslagna riktvärdet (utöver det så kallade nollalternativets kostnader) jämförts med de totala hälsovinsterna som genereras av att man väljer det föreslagna riktvärdet.

Den samhällsekonomiska kalkylen för Förbifart Stockholm visar att samtliga utredningsalternativ är samhällsekonomiskt lönsamma, se tabell nedan. Rangordningen enligt nettonuvärde ger att utredningsalternativ 1 (UA1) är bättre än UA2 som i sin tur är bättre än UA3. På grund av avsaknad av information om investerings- och underhållskostnader, vilka är betydande, ingår i vår analys endast kostnader för drift av ventilationsanläggningen.

Tabell 2. Samhällsekonomisk kalkyl för riktvärden UA1, UA2 och UA3 jämfört med nollalternativet, Förbifart Stockholm, nuvärde mkr. (Källa: egen bearbetning.)

	UA1	UA2	UA3
Kostnader, mkr			
Driftskostnader för tunnelventilation	2 183	987	299
Klimatpåverkan (medelel)	239	108	33
Nyttor, mkr			
Värdet av sparade levnadsår	16 423	8 167	1 887
Nettonuvärde (Nyttor – Kostnader)	14 001	7 072	1 555

I tunnelventilation ingår, utöver fläktar, även installationer för elkraft och tillhörande kringssystem, samt eventuellt extra bergrum för fläktar och schakt till markytan för tunnelluft och avluftningstorn på marken. Ju lägre riktvärde desto större krav på ventilationsanläggningens kapacitet. Detta betyder att relativt stora investeringskostnader kan motiveras för ventilation som förbättrar luftkvaliteten i tunneln. Om den investeringskostnad som påförs är lika stor i respektive alternativ kommer dock inte rangordningen att påverkas. Brytpunkten för när endast UA1 är samhällsekonomiskt lönsam motsvarar en investeringskostnad på 7,1 miljarder kronor. För att något av de andra utredningsalternativen ska föredras framför UA1 måste

investeringskostnaden i UA1 vara 7 miljarder större än i övriga utredningsalternativ.

För att ta hänsyn till osäkerheter i den samhällsekonomiska kalkylen har känslighetsanalyser har genomförts. Bland annat att fordonsflottan elektrifieras och är helt emissionsfri efter 2051. Resultatet av känslighetsanalyserna ger samma rangordning av utredningsalternativen som huvudanalysen.

- **Fördelningseffekter:** Utredningen har belyst effekter för olika trafikantgrupper samt utvärderat hälsorisker för de som berörs mest av bristande luftkvalitet i vägtunnlar. Trafikanter som reser ofta påverkas mer än övriga. Pendlingsresor som sker mellan bostad och arbete är ett av de mest frekventa ärendena. En annan grupp som reser ofta är de som kör i yrkesmässig trafik, exempelvis taxi- och lastbilschaufförer. Det finns även befolkningsgrupper som påverkas redan när de exponeras för låga halter. Känsliga trafikantgrupper är exempelvis personer som har astma eller andra kroniska luftvägssjukdomar. Grupperna som berörs mest av bristande luftkvalitet är de som har störst nytta av att ett riktvärde fastställs. Kostnaderna bärs av infrastrukturhållaren och i förlängningen av skattebetalarna.
- **Riskjämförelse:** Inom riskanalys talar man även om att beslut om risk kan behöva vägledas av andra etiska förhållningssätt än utilitarism såsom rättighets- eller pliktetik. Ur detta perspektiv kan argumenteras för exempelvis att samhället har en plikt att rädda så många liv som möjligt, oavsett vilka riskfyllda beteenden individerna har, eller att enskilda individer har plikt att minska sin egen risk innan de kräver skyddsåtgärder av samhället.

När det gäller rättigheter kontra plikter behöver man även ta hänsyn till hur dessa avvägningar implicit regleras av "samhällskontraktet" mellan individ och kollektiv. Eftersom samhällskontraktet inte är nedtecknat behöver vi använda oss av jämförelser med risknivåer som följer av redan fattade beslut i andra delar av samhället för att på så sätt underlätta bedömningen om vad som kan anses vara en rimlig nivå på riktvärde. Vi kan även se till individens benägenhet att frivilligt utsätta sig för olika slags risker, i den utsträckning riskerna kan anses vara någorlunda välkända.

Dagliga pendlare, som året om utnyttjar Förbifart Stockholm under maxtimmen, och som i hög utsträckning har bilens ventilation igång under tunnelpassagen, kommer att utsättas för en riskökning (ökad risk för förtida död) som är betydligt högre än den som följer av att bosätta sig i ett radonhus med strålning som motsvarar det tillåtna gränsvärdet. Riskhöjningen för sådana tunnelpendlare blir flera gånger högre än vad som tillåts för boende i radonhus, även om man i Förbifarten skulle tillämpa ett riktvärde som sätts så lågt att det inte fullt ut kan upprätthållas med den installerade ventilationsutrustningen.

- **Rekommendation för vägtunnlar med mekanisk ventilation:**
 - 1) Med hänsyn till tillgången på effektsamband, och möjligheten att mäta, är rekommendationen att riktvärdet baseras på kväveoxider (NO_x). NO_x används som indikator för trafikens totala hälsopåverkan. I takt med att forskningen går framåt och effektsamband tas fram kan detta angreppssätt kompletteras med hälsobedömning utifrån avgaspartiklar/sot eventuellt i kombination med NO₂.
 - 2) Vidare rekommenderas att luftkvaliteten i varje tunnel styrs med hänsyn till två olika principer. Det lägsta av de riktvärden som

följer av respektive princip bör tillämpas i utformning och styrning av ventilationen:

- För det första ska riktvärdet vara så lågt att riskhöjningen på grund av tunnelpassagen inte blir oacceptabelt hög för den pendlare som dagligen nyttjar tunneln under de mest ogynnsamma omständigheterna.
- För det andra skall man välja ett lägre riktvärde än det som följer av ovanstående om det är samhällsekonomiskt motiverat med tanke på de totala långsiktiga hälsovinster som kan uppnås för trafikantkollektivet som helhet.

- 3) Båda de principer som vi rekommenderar leder till att "riktvärdet" bör variera mellan tunnlar. Variationen avser bland annat hur riktvärdet uttrycks (givet att de två styrande principerna som redovisats ovan uppfylls).

Variationen gäller även nivån på själva riktvärdet, som bör beakta den enskilda tunnelns specifika förutsättningar. Den första principen (begränsa individuell riskökning) kommer att leda till ett lägre riktvärde i en lång tunnel, där trafikanterna vistas längre, jämfört med kortare tunnlar. Om den individuella riskökningen ska hållas på samma "acceptabla nivå" så bör medelhalten (under maxtimmen) hållas proportionellt mot tunnelns längd, dvs. en 1,6 km lång tunnel kan tillåtas ha 10 gånger så hög medelhalt jämfört med den 16 km långa Förbifart Stockholm. Den andra principen (samhällsekonomisk lönsamhet) kan motivera strängare krav. För den principen finns inte heller något generellt samband mellan tunnellängd och "acceptabelt" riktvärde.

I beräkningen av vilket specifikt värde som skall tillämpas i styrningen för en viss tunnel bör man tillämpa samma beräknings- och analysmetoder som har utvecklats och tillämpats för beräkningarna för vår fallstudie Förbifart Stockholm. Dessa bygger bland annat på de kalkylvärden som ASEK generellt rekommenderar inom transportområdet, i den meningen har vår begränsade fallstudie ändå genererat generell kunskap, både när det gäller beräkningen av den individuella risken för högfrekventa pendlare, och de olika delkalkyler av nytto- och kostnadsposter som ingår i den samhällsekonomiska analysen.

- 4) Vid prioritering av framtida förslag om byggnation av vägtunnlar bör hänsyn tas också till de extra kostnader som det kommer att medföra att upprätthålla riktvärdet. Den beräkningsmetod och de styrande principer som rekommenderas i denna rapport innebär i fallet E4 Förbifart Stockholm, som vi studerat i detalj, att det både ur samhällsekonomiskt och rättighetsetiskt perspektiv vore rimligt att tillämpa ett riktvärde som är så lågt att det inte fullt ut är möjligt att upprätthålla med den planerade ventilationsutrustningen. Att tillämpa ett så lågt riktvärde i Förbifart Stockholm skulle också medföra relativt höga ventilationskostnader, något som sannolikt kräver ett avsevärt förankringsarbete för att nå acceptans.
- 5) Vi rekommenderar att berörda myndigheter överväger att i sin regelgivning medverka till att trafikanterna begränsar användningen av bilens ventilation under passage i vägtunnel.

INNEHÅLL

SAMMANFATTNING	3
1 INLEDNING	10
1.1 BAKGRUND TILL UPPDRAGET	10
1.2 RAPPORTENS SYFTE OCH AVGRÄNSNING	10
1.3 RAPPORTENS DISPOSITION	11
1.4 METOD	12
2 PROBLEM, MÅL OCH ALTERNATIVA LÖSNINGAR	16
2.1 PROBLEMBESKRIVNING	16
2.2 MÅL	19
2.3 NOLL- OCH UTREDNINGSSALTERNATIV I VÅR FALLSTUDIE FÖRBIFART STOCKHOLM	20
2.4 HUR KAN ETT RIKTVÄRDE UTTRYCKAS?	23
3 BEDÖMNING AV HÄLSOEFFEKTER	25
3.1 KOPPLING MELLAN TRAFIKENS EMISSIONER OCH HÄLSOUTFALL	25
3.2 TRAFIKENS EMISSIONER – HALT I TUNNEL	25
3.3 HALT I TUNNEL – HALT I FORDON	28
3.4 HALT I FORDON - EXPONERING	29
3.5 EXPONERING - HÄLSOEFFEKTER	29
3.6 METOD FÖR BEDÖMNING AV HÄLSOPÅVERKAN	33
3.7 RESULTAT– FÖRBIFART STOCKHOLM	38
4 BEDÖMNING AV SAMHÄLLSEKONOMISK LÖNSAMHET	41
4.1 BERÄKNINGSFÖRUTSÄTTNINGAR	41
4.2 HÄLSOVINSTER	43
4.3 KOSTNADER FÖR VENTILATION	43
4.4 EFFEKTER PÅ KLIMATPÅVERKAN FRÅN EL	45
4.5 ÖVRIGA KOSTNADER	46
4.6 SAMHÄLLSEKONOMISK KALKYL	47
4.7 KÄNSLIGHETSANALYSER	48
5 BEDÖMNING AV FÖRDELNINGSEFFEKTER	52
5.1 TRAFIKANTGRUPPER	52
5.2 UTVÄRDERING UTIFRÅN HÄLSORISK	55
6 SAMLAD ANALYS OCH SLUTSATSER	58
6.1 VAD VISAR VÅRA RESULTAT SAMLAT?	59
6.2 OLIKA TYPER AV RIKTVÄRDEN	60
6.3 VIKTIGA KUNSKAPSLUCKOR OCH FRAMTIDSFRÅGOR	62
6.4 REKOMMENDATION	63
BILAGA 1: KONSEKVENsutREDNING VID REGELGIVNING	69
BILAGA 2: MÖJLIGA PRINCIPER FÖR BEDÖMNING AV ACCEPTABEL RISK	77
BILAGA 3: SAMHÄLLSEKONOMISKA KALKYLFÖRUTSÄTTNINGAR	88

BILAGA 4: TRAFIKRELATERADE LUFTFÖRORENINGAR	92
BILAGA 5: TRAFIKEMISSIONERNAS HÄLSOPÅVERKAN	100
BILAGA 6: KOSTNADSDRIVANDE KOMPONENTER FÖR VENTILATION I VÄGTUNNEL	107
BILAGA 7: PRINCIPER FÖR NOLL- OCH UTREDNINGSSALTERNATIV	109
REFERENSER	112

1 INLEDNING

1.1 BAKGRUND TILL UPPDRAGET

I Sverige och många andra länder byggs det allt fler tunnlar för att skapa tillgänglighet, och i takt med det blir tunnelluftens påverkan på hälsan en allt viktigare fråga (Trafikverket, 2017). I vägtunnlar får luften samma föroreningar av trafiken som längs gator och vägar, men halterna blir mer koncentrerade.

För utomhusluft finns miljökvalitetsnormer för att skydda människor från oacceptabla hälsoeffekter. För luftkvalitet i vägtunnlar finns det däremot inga generellt gällande riktvärden, varken nationellt eller internationellt. Vid planering och projektering av vägtunnlar finns det följaktligen inga nationellt fastslagna metoder eller krav att utgå ifrån beträffande hälsoeffekter av luftkvalitet.

Trafikverket har de senaste åren finansierat flera forskningsprojekt inom området. Med utgångspunkt från denna satsning har Trafikverket och Transportstyrelsen nu initierat en samlad översyn av möjligheterna att föreslå ett nationellt riktvärde för luftkvalitet i vägtunnlar.

WSP har fått i uppdrag att genomföra en sådan utredning. Följande medarbetare från WSP har deltagit i arbetet: Ulrika Isberg (uppdragsansvarig oktober-mars), Jenny Källström (uppdragsansvarig april-juni), Helen Lindblom, Sirje Pådam, Karin Brundell-Freij, Eva Ericsson, Marianne Klint och Filippa Pyk, Johan Lundin och Mats Finnson. Kontaktpersoner hos beställarna har varit: Per Andersson och Karin Edvardsson, Transportstyrelsen samt Jan Skoog, Trafikverket.

1.2 RAPPORTENS SYFTE OCH AVGRÄNSNING

I denna rapport presenteras resultaten från en utredning om förslag till och konsekvenser av ett nationellt riktvärde för luftkvalitet i vägtunnlar. Analyser och förslag ska enligt uppdraget vara väl avvägda utifrån nuvarande kunskap samt att utredningen ska innehålla en metodik för verifiering av riktvärdet. Rapporten är avsedd att fungera som ett underlag i Transportstyrelsens planerade beslutsprocess rörande ett sådant eventuellt riktvärde. Rapporten vänder sig därför huvudsakligen till tjänstemän och experter inom området.

Utredningens övergripande frågeställning är att definiera en nivå för luftföroreningar i vägtunnlar som medför en acceptabel hälsopåverkan. Det finns idag ingen definition av *en* acceptabel risk för hälsopåverkan, och ingen "standardmetod" för att hitta den. För att möta denna komplexa fråga belyser utredningen därför aspekter såsom:

- Hälsoeffekter till följd av luftföroreningar i vägtunnlar
- Samhällsekonomiska konsekvenser av olika haltnivåer
- Fördelningseffekter
- Acceptabel hälsopåverkan utifrån riskteori

Med utgångspunkt från ovanstående gör utredningen en samlad bedömning om möjligheten att föreslå ett nationellt riktvärde för luftkvalitet i

vägtunnelmiljöer. En viktig uppgift för utredningen är även att identifiera kunskapsluckor som inverkar på lämpligheten att fatta beslut om ett nationellt riktvärde.

I denna rapport används begreppen konsekvensutredning och konsekvensanalys med samma betydelse.

Konsekvensutredningen utgår från befintlig kunskap. Det har därför inte ingått i uppdraget att exempelvis genomföra nya mätningar eller nya hälsokonsekvensanalyser. Information har huvudsakligen hämtats från forskningslitteratur, intervjuer, workshops samt egna beräkningar.

Konsekvensanalysen har avgränsats till att omfatta E4 Förbifart Stockholm. Fallstudieansatsen redovisas närmare i avsnitt 1.4.3 och en beskrivning av förbifarten ges i avsnitt 2.3. Initialt i uppdraget var ambitionen att belysa ytterligare ett par vägtunnlar, såväl befintlig som planerad. Det har dock visat sig vara svårt att få tillgång till de kostnadsuppgifter som krävs för att kunna genomföra en samhällsekonomisk lönsamhetsberäkning. Följaktligen har utredningen fått avgränsa sig till just Förbifart Stockholm där det finns vissa relevanta uppgifter att tillgå eftersom luftkvalitet i infrastrukturprojektet har varit föremål för tidigare forskningsprojekt.

Mer detaljerade avgränsningar redovisas i respektive kapitel och bilagor. Exempelvis tar utredningen inte hänsyn till oskyddade trafikanter eller påverkan på luftkvalitet utanför tunnelmynning.

Som ett led i uppdragets förankringsprocess har tre workshops genomförts tillsammans med beställarna och särskilt inbjudna experter. Utredningen har även utbytt erfarenheter med ett miljöstödsuppdrag (Sweco) som genomförs inom ramen för Trafikverkets investeringsprojekt E4 Förbifart Stockholm och som belyser liknande frågeställningar som i WSPs uppdrag.

1.3 RAPPORTENS DISPOSITION

I rapportens **inledande kapitel** redovisas uppdragets bakgrund, syfte, avgränsning samt metod. I **kapitel 2** presenteras en problembeskrivning, målet med att inrätta ett nationellt riktvärde för luftkvalitet i vägtunnlar samt hur utredningen definierat så kallat noll- respektive utredningsalternativ. **Kapitel 3** redogör kortfattat för sambanden mellan trafikemissionernas halt i tunnel – halt i fordon – exponering – hälsoeffekter. Därefter beskrivs i kapitlet en beräkningsmetod för bedömning av hälsopåverkan och slutligen vilka resultat som genereras för fallstudien E4 Förbifart Stockholm. I **kapitel 4** redovisas beräkningsgången för den samhällsekonomiska lönsamhetsbedömningen. I samband med detta presenteras även resultat för ett urval av känslighetsanalyser med avseende på samhällsekonomisk lönsamhet. Vidare beskrivs i **kapitel 5** den konsekvensbedömning av fördelningseffekter som har genomförts baserat på en jämförelse av accepterad hälsorisk inom annat område (radon) samt hur olika trafikantgrupper påverkas av ett eventuellt riktvärde.

Därefter följer ett antal **bilagor (1-7)** med mer detaljerad bakgrundsinformation om:

1. Konsekvensutredning vid regelgivning
2. Möjliga principer för bedömning av acceptabel risk
3. Samhällsekonomiska kalkylförutsättningar
4. Trafikrelaterade luftföroreningar
5. Trafikens hälsopåverkan
6. Kostnadskomponenter för ventilation i vägtunnel
7. Principer för noll- och utredningsalternativ

1.4 METOD

I detta avsnitt presenteras den metod som WSP har tillämpat i sin konsekvensanalys av ett framtida riktvärde. WSP har utgått från de metoder och principer som presenteras i bilaga 1 om den svenska förordningen för konsekvensutredning vid regelgivning (SFS 2007:1244) respektive bilaga 2 om möjliga principer för bedömning av acceptabel risk.

Principerna har dock tolkats och anpassats för att möta de specifika frågeställningarna i denna utredning. De allra viktigaste lärdomarna från analyserna i de två bilagorna är:

Att förordningen ställer krav på att konsekvensutredningen:

- baseras på en allsidig samlad belysning av olika typer av konsekvenser för samhället som helhet (6§)
- beskriver konsekvenserna jämfört med ett nollalternativ – det vill säga konsekvenserna av att ingen åtgärd genomförs
- inte enbart beskriver aggregerade konsekvenser för samhället som helhet, utan också beaktar "vilka som berörs".

Att vetenskapsfältet riskanalys:

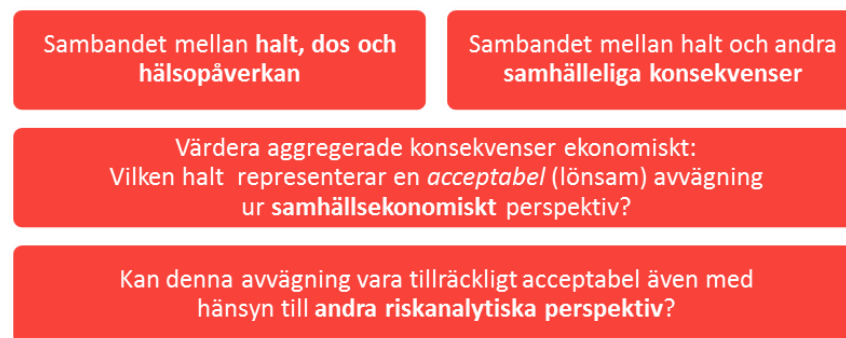
- inte kan erbjuda ett generellt verktyg för att definiera en nivå på samhälleligt acceptabel risk
- analyserar risk både utifrån de aggregerade, samhälleliga, konsekvenserna och som en sannolikhet för enskilda individer
- rekommenderar jämförelse med olika "liknande" risker som ett sätt att identifiera vilka avvägningar som samhälle och individer anser vara rimliga
- hänvisar till utilitarismens principer (de som tillämpas i samhällsekonomisk analys) som ett sätt att lösa inbyggda konflikter som kan uppstå med en helt pliktetisk eller rättighetsetisk utgångspunkt.

1.4.1 Arbetsgångens moment

Lärdomarna från analyserna i bilagorna 1 och 2 har lett fram till att WSP valt att följa en övergripande metodik och arbetsgång för konsekvensanalysen som illustreras i Figur 1.

En samhällsekonomisk analys av de samlade, aggregerade konsekvenserna av att införa ett visst riktvärde lägger grunden för rekommendationen om riktvärde. Konsekvenserna beskrivs som en skillnad mot ett nollalternativ där ingen åtgärds genomförs. Den samhällsekonomiska analysen ger svar på frågan om en reglering med det föreslagna riktvärdet är en *samhällsekonomiskt lönsam* åtgärd. Därefter stäms slutsatserna från den aggregerade analysen av mot andra principer för vad som är acceptabelt.

Avstämningen är en del av fördelningsanalysen (*Vilka berörs?*). Konkret handlar det om att jämföra den genomsnittliga riskökning som det föreslagna riktvärdet innebär för en utpekad grupp av särskilt berörda, med andra (liknande) risker som tycks vara *acceptabla* för samhälle och individer utifrån olika utgångspunkter.



Figur 1 Schematisk beskrivning för den arbetsgång som tillämpats i WSPs konsekvensanalys.
(Källa: egen bearbetning.)

När det gäller den första gruppen av frågor – kring riktvärdets konsekvenser för hälsan – har arbetet omfattat en grundlig genomgång av befintlig litteratur. Syftet har varit att förstå de grundläggande sambanden, och belysa de inbyggda osäkerheterna. Trots omfattande forskning är kunskapen ännu ofullständig när det gäller hälsoeffekter av luftföroreningar i allmänhet, och tunnelluft i synnerhet. Flera känsliga antaganden måste göras för att man skall kunna uppskatta och värdera de hälsorelaterade effekterna av att införa ett visst riktvärde. WSP har lagt stor vikt vid att identifiera dessa svårigheter, dokumentera dem, och föreslå rimliga sätt att hantera dem i arbetet.

För den andra typen av konsekvenser – kostnader för att upprätthålla halten har vi tvingats göra en betydligt mer begränsad analys. Studien har avgränsats till att framförallt beakta de ekonomiska konsekvenserna av att ventileratunneln så mycket att riktvärdet upprätthålls. (I praktiken har det dessutom enbart varit möjligt att göra en kvalificerad analys när det gäller kostnaderna för att driva ventilationen, medan analysen av motsvarande investeringskostnader för själva ventilationsanläggningen fått göras betydligt mer översiktligt). I en mer djupgående analys av kostnaderna för att upprätthålla olika riktvärden skulle man också behövt undersöka om det hade varit möjligt att uppfylla riktvärdets krav till lägre samhällsekonomiska kostnader genom att istället till exempel förändra tunnelns utformning eller reglera trafiken. För att belysa olika osäkerheter i våra antaganden genomförs i kapitel 4 ett urval av känslighetsanalyser som visar på hur

ändrade förutsättningar påverkar den samhällsekonomiska lönsamhetens storleksordning.

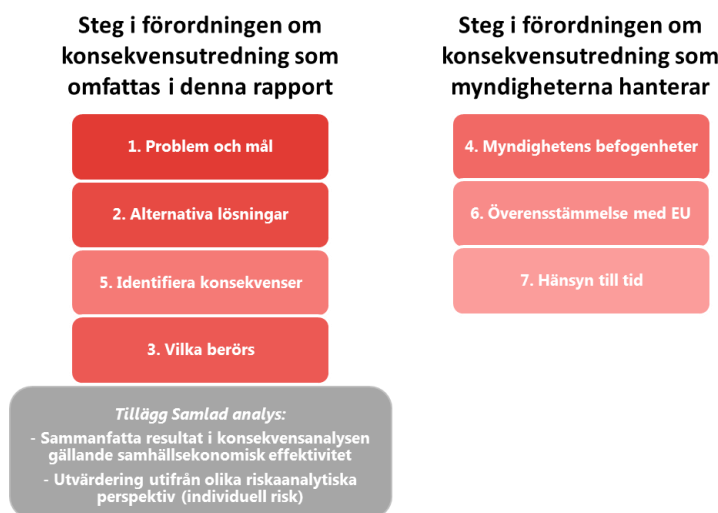
1.4.2 Förordningen om konsekvensutredning vid regelgivning

Upplägget i WSPs konsekvensutredning har även bäring på de steg som anges i den svenska förordningen för konsekvensutredning vid regelgivning (SFS 2007:1244). I bilaga 1 presenteras förordningen närmare.

Förordningen anger hur en konsekvensutredning bör genomföras innan en myndighet beslutar om föreskrifter eller ger allmänna råd.

I överenskommelse med Trafikverket och Transportstyrelsen omfattar WSPs konsekvensutredning delarna 1, 2, 3, 5 enligt förordningens sjätte paragraf, se Figur 2. Detta innebär att de delar i förordningen som berör myndigheternas befogenheter, överensstämmelse med EU och hänsyn i tid hanteras av myndigheterna själva.

Som tidigare nämnts tillkommer här även en samlad analys där perspektiven samhällsekonomisk effektivitet respektive acceptabel individuell risk vägs samman (se grå ruta i Figur 2). De följande kapitlen i rapporten följer i möjlig mån nedanstående struktur.



Figur 2. Ansvarsfördelning mellan WSP och beställande myndigheter beträffande konsekvensutredningens olika delar enligt SFS 2007:1244. (Källa: egen bearbetning.)

Den praktiska tillämpningen av förordningen har tidigare i flera fall konstaterats vara bristfällig (Nerhagen m.fl. 2017), se bilaga 1. Vanligt förekommande är bland annat att ett alltför snävt spektrum av effekter belyses, främst konsekvenser för företag snarare än effekter för samhället. I praktiken bedöms detta ha lett till regelförenklingar till fördel för företag och på bekostnad av en allsidig samhällsekonomisk analys.

1.4.3 Fallstudiebaserad analys

I konsekvensanalysen eftersträvas att bedöma effekter för hela samhället. Det är orimligt att avvägningen av vad som är acceptabelt kan göras en gång för alla på ett sätt som är "korrekt" och odiskutabelt. Dels finns olika konkurrerande, delvis värdegrundade, principer för hur sådana avvägningar kan och bör göras inför kollektiva beslut (se bilaga 2). Därutöver kan en och samma princip för avvägningen också leda till olika *acceptabla halter* i olika tunnlar. Beroende på trafikens omfattning och sammansättning kan samma halt nämligen ge olika risk för enskilda trafikanter, och olika stor aggregerad hälsopåverkan. På samma sätt kan samma halt medföra olika höga ventilationskostnader i olika tunnlar, beroende på tunnelns utformning (se Figur 3 och diskussion i anslutning till den).

Optimalt sett skulle vi vilja att beslut om ett *nationellt* riktvärde baserades på en avvägning mellan de *totala* skyddskostnaderna för att uppfylla riktvärdets krav i *landets samtliga* vägtunnlar, mot den minskade hälsorisk det skulle innebära i *Sverige som helhet* om riktvärdet upprätthölls. En sådan analys skulle dock innebära stora praktiska svårigheter. Att beräkna hälsoeffekter och ventilationskostnader, för olika halter, för Sveriges samlade vägtunnlar skulle bli ett allt för omfattande arbete.

Därför har det betraktats som mer framkomligt i det här fallet, att göra konsekvensanalyser för enskilda skyddsobjekt (vägtunnlar) för att landa i vilken haltnivå som ger en acceptabel hälsopåverkan i dem, med det underliggande antagandet att kunskapen om vilka halter som vore rimliga och acceptabla riktvärden för dessa tunnlar, också bör kunna bidra till förståelsen av vilka halter som kan vara rimliga och acceptabla riktvärden i andra tunnlar i landet.

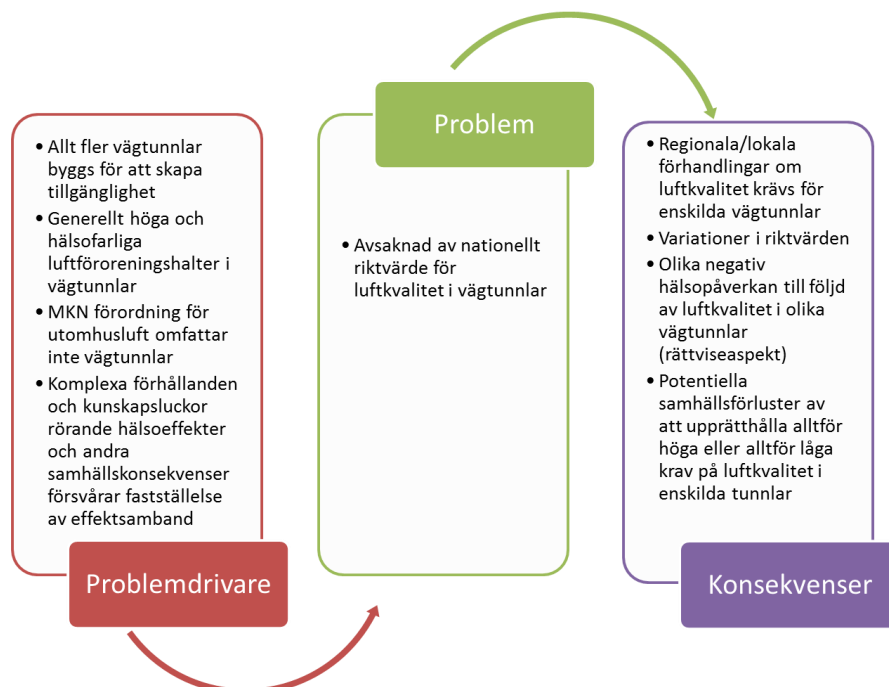
Utredningen har därför valt att gå vidare med ett fallstudiebaserat arbetssätt. Genom att välja ut en eller flera vägtunnlar med särskilt relevant komplexitet för vår frågeställning är vår hypotes att vi kan använda identifierade tunnelspecifika riktvärden som ingång när det gäller att föreslå ett nationellt riktvärde. Mer information om den utvalda fallstudien (E4 Förbifart Stockholm) redovisas i kapitel 2.3

2 PROBLEM, MÅL OCH ALTERNATIVA LÖSNINGAR

I enlighet med den svenska förordningen för konsekvensutredning vid regelgivning (2007:1244) redovisas i detta kapitel en strukturerad problembeskrivning, målbild för införande av ett nationellt riktvärde samt så kallade alternativa lösningar (här tolkat som noll- respektive utredningsalternativ). Avslutningsvis i kapitlet redogörs olika sätt på vilket ett riktvärde för luftkvalitet kan uttryckas.

2.1 PROBLEMBESKRIVNING

Den problemställning som utredningen belyser är att det i dag inte finns ett nationellt riktvärde för luftkvalitet i vägtunnlar. I Figur 3 illustreras de bakomliggande faktorer som ligger till grund för problemställningen samt de (negativa) följder som riskerar att uppstå utan ett nationellt riktvärde.



Figur 3. Problem drivare respektive konsekvenser utifrån avsaknaden av ett nationellt riktvärde för luftkvalitet i vägtunnlar. (Källa: egen bearbetning.)

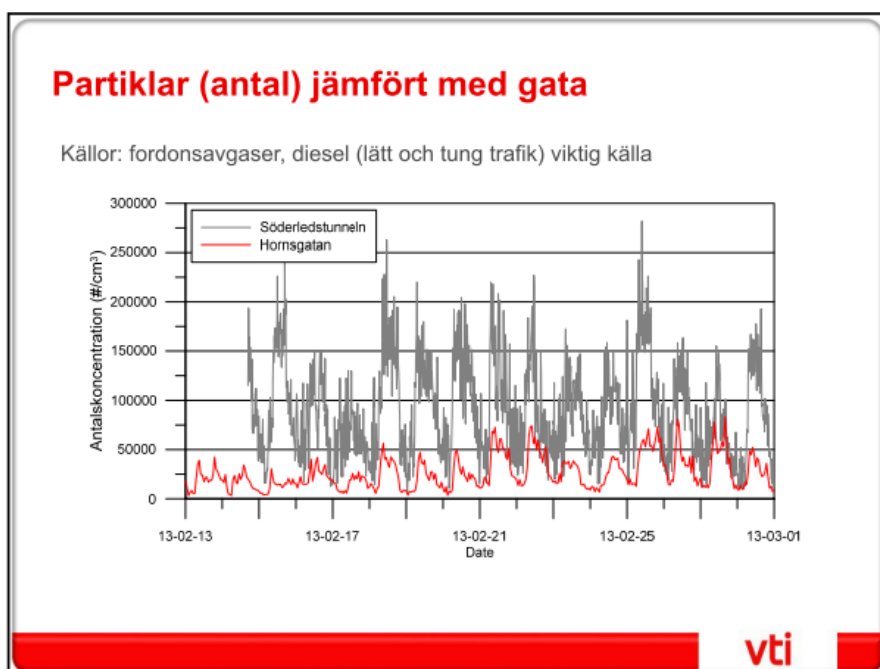
2.1.1 Problem drivare

I Sverige och många andra länder byggs det allt fler tunnlar för att skapa tillgänglighet, och i takt med det blir tunnluftens påverkan på hälsan en allt viktigare fråga (Trafikverket, 2017). Det finns i dag ett 40-tal befintliga vägtunnlar i Sverige, varav Södra Länken i Stockholm utgör den längsta¹ och drygt 30 stycken är under 500 meter (Vägtunnlar i Sverige, 2018). Nu förbereds även för trafikstart år 2026 av den i särklass längsta och mest komplexa vägtunneln i landet; E4 Förbifart Stockholm där drygt 18 av vägens

¹ Södra Länken omfattar Hammarbytunneln (östgående) 3835 m, Årstatunneln (västgående) 3823 m samt flera anslutande tunnlar längs vägen.

21 km kommer att gå i under jord (Trafikverket 2018^a). I avsnitt 2.3 beskrivs tunnelprojektet närmare.

En viktig bakgrundsfaktor till problemställningen är att **höga halter av luftföroreningar är ett vanligt förekommande problem i tunnlar för väg** (Gustafsson m.fl., 2016). I vägtunnlar får luften samma föroreningar av trafiken som längs gator och vägar, men halterna blir mer koncentrerade på grund av den slutna miljön (Trafikverket, 2018^d). Hur höga halterna av luftföroreningar blir i vägtunnlar beror på flera olika faktorer, bland annat trafikintensitet och ventilation. I Figur 4 ges ett exempel på hur uppmätta nivåer av partiklar från fordonsavgaser skiljer sig i en vägtunnel jämfört med längs en närliggande gata. Jämförelsen visar att det uppstår kraftiga toppar och betydligt högre nivåer i vägtunneln (grå linje) än i gatumiljön (röd linje).



Figur 4. Jämförelse av antal partiklar i Söderledstunneln och på Hornsgatan i Stockholm till följd av fordonsavgaser. (Källa: Gustafsson, 2015.)

För utomhusluft finns miljö kvalitetsnormer för att skydda människor från oacceptabla hälsoeffekter. **För luftkvalitet i vägtunnlar finns det däremot inga generellt gällande riktvärden**, varken nationellt eller internationellt. För att styra vilka halter av kemiska ämnen som tillåts eller godtas i olika miljöer används vissa begrepp vilka kan vara antingen rekommenderade eller tvingande. Gränsvärden anger den högsta (eller lägsta) halt av ett ämne som är tillåtet eller rekommenderas. Riktvärden anger godtagbar halt av ett miljöskadligt ämne. Norm anger en kvalitetsstandard som ska eller bör uppnås. I bilaga 1 finns mer information om dessa styrmedel samt tidigare beslut om rikt- och gränsvärden i Sverige inom olika områden.

Vidare försvårar **komplexa förhållanden och kunskapsluckor** rörande hälsoeffekter och andra samhällskonsekvenser fastställelse av viktiga effektsamband som grund för beslut om riktvärden. Händelsekedjan från avgasutsläpp i vägtunnlar till faktiska hälsoeffekter är mycket komplex och sambandet mellan halt och effekter är unikt för varje tunnel. Baserat på kunskapsläget gällande trafikens hälsopåverkan är partiklar sannolikt det

som har störst påverkan på människors hälsa, både på kort och på lång sikt (WSP, Umeå Universitet, Karolinska institutet, 2017; Trafikverket, 2016). För tunnelluft är det framför allt de mindre partiklarna, avgaspartiklarna, som personer som färdas i tunnlar kommer att utsättas för när hänsyn tagits till fordonens avskiljande effekt. Det finns indikationer på att vissa beståndsdelar inom avgaspartiklar är farligare än andra, men detta är ännu inte lika vetenskapligt belagt. Vistelsetiden i tunnlar är kort men halterna kan ofta vara många gånger högre i en tunnel än i vanlig gatumiljö. Det finns få studier som studerar samband mellan väldigt korta episoder (under en timme) av hög exponering och hälsoeffekter. Det saknas även tillräckligt underlag för att bedöma huruvida många korta episoder med hög halt är värre än längre episoder med lägre halt. I kapitel 3 samt bilagorna 4-5 finns mer detaljerad information om trafikens luftföroreningar och dess hälsoeffekter.

Som ett led i att minska ovan nämnda kunskapsluckor har Trafikverket de senaste åren finansierat flera forskningsprojekt inom området. Bland annat genomfördes år 2012-2016 ett forskningsprogram med syfte att ta fram förslag på hälsobaserade riktvärden för luftkvalitet i vägtunnlar (Trafikverket, 2016^a). Utifrån detta forskningsprogram finns idag ett underlag gällande kortsiktiga hälsokonsekvenser. Forskningsprogrammet landade också i att långsiktiga hälsokonsekvenser samt en definition av *acceptabel risk* behöver fastställas inför beslut om riktvärden. Vidare har andra forskningsprojekt fokuserat på de långsiktiga hälsoeffekterna av tunnelluft, exempelvis i samband med planeringen av Förbifart Stockholm. Konsekvensanalysen rörande hälsoeffekter i denna rapport baseras på de resultat som tidigare forskningsprojekt har kommit fram till.

2.1.2 Konsekvenser

De nationella riktlinjerna från Trafikverket angående säkerheten i tunnel (Trafikverkets råd TRVR (Tunnel 16) 103.3.1) anger som mål för säkerheten:

”Tunnlar bör utformas så att risker förknippade med användning av vägar med tunnlar inte är större än för vägar utan tunnlar.”

Om denna riktlinje för ”säkerheten” tolkas som att den gäller även risker som följer av bristande luftkvalitet, är den dock knappast möjlig att uppfylla överhuvudtaget. Den tycks heller inte spela någon reell roll för hur samhället hittills hanterat miljökrav på luftkvalitet i tunnlar.

Avsaknaden av ett specifikt nationellt riktvärde för luftkvalitet i vägtunnlar har istället medfört att motsvarande miljökrav istället **förhandlas regionalt och lokalt** tillsammans med väghållare och berörda myndigheter inför varje specifik projektering. Det innebär följaktligen en viss resurskrävande förhandlingsinsats för berörda aktörer rörande varje enskild tunnel.

De regionala och lokala förhandlingarna medför i sin tur även att **nivån på miljökraven i vägtunnlar kan variera från fall till fall**. Det får även till följd att hur miljökraven uttrycks varierar geografiskt, exempelvis som medelvärde längs hela tunneln eller maxhalt i en punkt. Ytterligare en bidragande orsak till att miljökraven varierar mellan vägtunnlar är att de tidigare kraven för vägtunnlar i ”Tunnel 2004” (Vägverket, 2004) angav att koncentrationen av

kvävedioxid skulle bestämmas med såväl den lokala miljö- och hälsoskyddsmyndigheten som Naturvårdsverket. I kraven som gäller idag (Trafikverket, 2016^b) anges inte vilken myndighet som ska vara med vid beslut av luftkvalitetsmål.

Ytterligare kan variationer i kraven på luftkvalitet betraktas ur ett **rättviseperspektiv**. Så länge det inte finns ett nationellt riktvärde kan en passage genom olika tunnlar, till exempel i olika delar av landet, medföra olika stor negativ hälsopåverkan. Det är möjligt att medborgarna förväntar sig att statens regler och lagstiftning garanterar att samma regel för vad som är "oacceptabelt farligt" gäller i hela landet. Legitimiteten för att införa ett nationellt riktvärde stärks därmed förmodligen om man kan visa ett mer rättvist fördelat hälsoutfall. Ett problem är dock att det är svårt att veta vad medborgarna i så fall skulle uppleva som en "rättvis" fördelning av risker. Anses det till exempel rättvist att en tunnelpassage ger samma riskförhöjning för den som passerar, oavsett hur lång tunnel som passeras? Eller upplevs det som mera rättvist att varje kilometer som trafikanterna färdas i tunnel ger samma riskförhöjning, oavsett i vilken tunnel det görs?

Vidare kan avsaknaden av ett nationellt riktvärde leda till **potentiella samhällsförluster** av att upprätthålla alltför höga eller låga krav för luftkvalitet. Utifrån ett naturvetenskapligt perspektiv strävar man ofta efter att identifiera *tröskelvärden* som kan användas som gräns för miljökrav. Med begreppet *tröskelvärde* avses den nivå som orsakar en så stor effekt att naturen inte längre kan bekämpa störningen. Det innebär att så länge störningarna ligger under tröskelvärdet behöver man inte befara någon omfattande omgivningspåverkan alls. Från ett samhällsekonomiskt perspektiv kan dock stora kostnader uppstå för att uppnå halter som är både lägre och högre än vad naturvetenskapen rekommenderar utifrån ett tröskelperspektiv.

Motsvarande resonemang kan föras för riskreduktion av negativ hälsopåverkan till följd av luftkvalitet i tunnlar. I bilaga 2 redovisas hur acceptabel hälsorisk kan bestämmas utifrån en samhällsekonomisk ansats. Det är inte alltid möjligt att identifiera en optimal brytpunkt för det acceptabla utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv. Man kan däremot göra en analys av om det är samhällsekonomiskt lönsamt att anpassa sig till ett visst riktvärde (till exempel i jämförelse med att inte upprätthålla något riktvärde alls). I en sådan samhällsekonomisk analys jämförs de totala extra samhällsekonomiska kostnaderna för att upprätthålla halten enligt riktvärdet (utöver kostnader i ett scenario där riktvärdet inte införs) med de totala hälsovinster som genereras till följd av det föreslagna riktvärdet.

2.2 MÅL

Åtgärden som denna konsekvensutredning belyser är förslag till nationellt riktvärde för luftkvalitet i vägtunnlar. Målet med åtgärden är att ett nationellt riktvärde ska minimera de negativa hälsokonsekvenser som kan uppstå av att trafikera en vägtunnel, och till en för samhället rimlig kostnad.

Detta är viktigt ur två aspekter, dels för att skydda individens hälsa, dels för att infrastrukturägare och samhällsutvecklare i sin planering av tunnelprojekt ska dimensionera installationer för tunnelventilation baserat på olika samhälleliga aspekter. I tunnelventilation ingår, utöver fläktsystem, även

installationer för elkraft och tillhörande kringsystem samt det även kan ingå extra berggrum för fläktar och schakt till markytan för tunnelluft och avluftstorn på marken.

Ett nationellt riktvärde avses i första hand gälla för nya vägtunnlar. Successivt, allt eftersom äldre tunnlar renoveras och befintlig ventilationskapacitet utökas (om möjlighet finns), kan äldre tunnlar eventuellt anpassas till det nya riktvärdet. En jämförelse kan göras med riktvärden för buller som gäller för ”nybyggnad eller väsentlig ombyggnad av trafikinfrastruktur”. Ett framtida riktvärde för luftkvalitet i vägtunnlar skulle kunna utformas på ett liknande sätt.

2.3 NOLL- OCH UTREDNINGSLTERNATIV I VÅR FALLSTUDIE FÖRBIFART STOCKHOLM

I beslutsunderlag rörande planering av trafikinfrastruktur beskrivs ett nollalternativ såväl som utredningsalternativ. Nollalternativet är ett tänkt scenario där ingen åtgärd genomförs. Utredningsalternativet avser i stället den eller de påtänkta åtgärder eller regleringar som övervägs för att komma till rätta med rådande problembild. I bilaga 7 redovisas de principiella avvägningar som ligger till grund för vår definition av noll- och utredningsalternativ i vår analys för Förbifart Stockholm.

I Stockholm pågår byggandet av E4 Förbifart Stockholm med en planerad trafikstart år 2026. Det är en 21 km lång väg varav ca 18 kilometer går i tunnel. Tunnlarna utformas med två separata tunnelrör med vardera tre körfält i respektive riktning samt sex nya trafikplatser (Trafikverket, 2018^e). Figur 5 visar förbifartens tunnelprofil. Den längsta tunneln mellan Kungens kurva och Lunda blir 16,5 km lång och går delvis på 60 meters djup (Trafikverket 2018^b). Norr om Hjulsta går en kortare tunnel på 1,8 km under Järvafältet (obs. ej med i våra beräkningar).



Figur 5. Tunnelprofil för E4 Förbifart Stockholm. (Källa: Trafikverket, 2018^b.)

I denna konsekvensutredning används E4 Förbifart Stockholm som fallstudie. Det finns flera motiv till detta val. För det första är Förbifart Stockholm den längsta tunnel som hittills har beslutats i Sverige, och globalt sett är projektet även unikt utifrån sin längd som motorvägstunnel. Förbifartens längd medför en lång vistelsetid och därmed de största förväntade negativa hälsoeffekterna av att vistas i tunneln om den inte ventileras. Konstruktionen i förbifarten har således en unik och omfattande

komplexitet, vilket gör tunneln särskilt intressant att studera i vår konsekvensutredning.

Sambandet mellan halt och effekter är unikt för varje tunnel. Att sambanden är tunnelspecifika gäller för sambandet mellan halt och hälsokonsekvenser oavsett om fokus ligger på aggregerade hälsokonsekvenser eller individuell risk, och också för sambandet mellan halt och ventilationskostnader.

Slutsatser om vilken halt som kan anses som acceptabel i en specifik tunnel är alltså inte automatiskt generaliserbar för alla Sveriges tunnlar. I projektet har vi dock i samråd med beställarna gjort bedömningen att en analys av rimliga riktvärden för E4 Förbifart Stockholm, ändå är en särskilt intressant utgångspunkt för diskussionen om ett nationellt riktvärde. Om ett riktvärde för halten kan motiveras ur både ett samhällsekonomiskt respektive ett riskperspektiv för E4 Förbifart Stockholm, är den halten sannolikt acceptabel även för andra tunnlar. Däremot kan det finnas risk för överdimensionering av miljökraven i alla andra tunnlar, om riktvärdet sätts lika lågt som det som rekommenderas för Förbifarten. Om fallstudien istället hade baserats på en kort tunnel kan en generalisering av riktvärdet tänkas föra med sig att hälsokonsekvenserna av att exponeras för luftföroreningar hade getts för liten betydelse om samma halt tillämpats som riktvärde för en lång tunnel. Följaktligen hade det varit värdefullt att kunna genomföra känslighetsanalyser baserat på förutsättningar även i andra tunnlar.

Ett viktigt skäl för att låta resonemangen om ett lämpligt riktvärde utgå från E4 Förbifart Stockholm är också att visst relevant underlag redan framtaget för E4 Förbifart Stockholm. Hälsoeffekter i tunnelmiljön har diskuterats i många år, och energiåtgång för driftsscenarioer med olika haltnivåer finns utredda. Vidare är en utgångspunkt för vår analys att NO_x används som grund för riktvärdet, se vidare kapitel 3.

Som grund till analysen för Förbifart Stockholm har ett nollalternativ respektive tre utredningsalternativ använts. Alternativen baseras på beräkningar för Förbifart Stockholm framtagna år 2016 (Brandt och Lucchini, 2016). Beräkningarna inkluderar trafikflöden och hastighet för varje timme under ett dygn, uppdelat på tunnelsektioner och ramper. Halterna, uttryckt i NO_x, är beräknade som maximala halter för varje segment i tunneln. Fyra scenarier för maximal tillåten halt utreddes av Brandt och Lucchini; 1000, 2000, 3000 och 4000 µg NO_x/m³. Nedan beskrivs hur dessa används som nollalternativ respektive utredningsalternativ.

Nollalternativets utformning:

Nollalternativet baseras på den högsta utredda haltnivån i Brandt och Lucchini (2016): 4000 µg NO_x/m³ i något tunnelsegment. Anledningen till att detta är vårt nollalternativ är att halten 4000 µg NO_x/m³ bör ligga nära den nivå som rekommenderas för sikt. PIARC:s (World Road Association) siktrekommendation ligger på cirka 1500 µg/m³ PM_{2,5}. Det är inte helt klart vad denna nivå i PM_{2,5} innebär omräknat till NO_x, men enligt resonemang i Brandt och Lucchini (2016) bör siktrekommendationen ligga i nivå med det som erhålls vid maxhalten på 4000 µg NO_x/m³.

För den samhällsekonomiska analysen inkluderas följande kostnader för nollalternativet:

- Investering: dimensionering för brand (lagkrav).
- Drift: ventilationen styrs för att klara en maximal halt på $4000 \mu\text{g NO}_x/\text{m}^3$ i något tunnelsegment. Detta motsvarar en timmes ventilation per dygn, resten av dygnet understiger halterna denna nivå även helt utan ventilation
- Underhåll av ventilationsutrustning och relaterade system/utrymmen

Utredningsalternativens utformning:

Som utredningsalternativ används tre scenarier för maximal tillåten halt i något segment i tunneln, se Tabell 3. Med den för förbifarten valda ventilationslösningen kan man inte hålla sig helt under det hypotetiska riktvärdet $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ under dygnets alla timmar. Med en annan installationslösning hade sannolikt en lägre halt kunnat upprätthållas.

Tabell 3. Utredningsalternativens haltnivåer uttryckta som maximal tillåten halt för något segment i tunneln. (Källa: egen bearbetning av Brandt och Lucchini, 2016.)

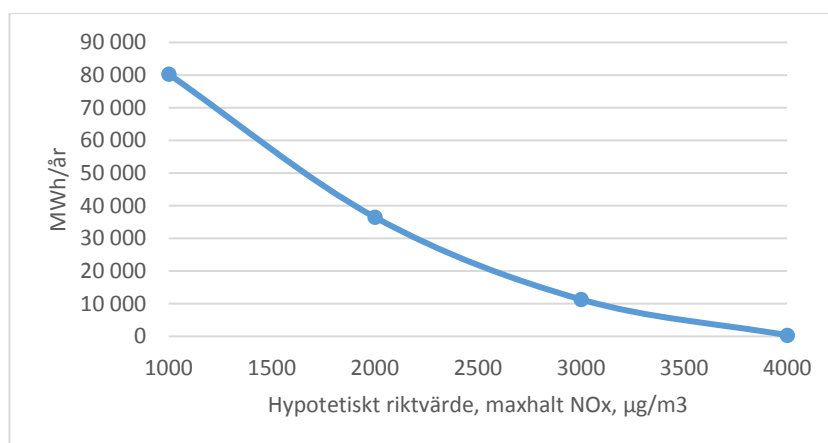
Utredningsalternativ (UA)	Maxhalt ($\mu\text{g NO}_x/\text{m}^3$, uttryckt som timmedelvärde)
UA1	1000 / 1789*
UA2	2000
UA3	3000

*Det har visat sig att ventilationssystemet inte klarar att bibehålla $1000 \mu\text{g NO}_x/\text{m}^3$ som maxhalt under den mest trafikintensiva tiden på dygnet. Det lägsta maxvärde som kan uppfyllas är då enligt beräkningarna istället $1789 \mu\text{g NO}_x/\text{m}^3$.

I den samhällsekonomiska analysen av utredningsalternativen inkluderas följande kostnader:

- Investering: för att upprätthålla haltnivåer enligt UA1-3
- Drift: energianvändning för att upprätthålla haltnivåer enligt UA1-3
- Underhåll: för att upprätthålla haltnivåer enligt UA1-3

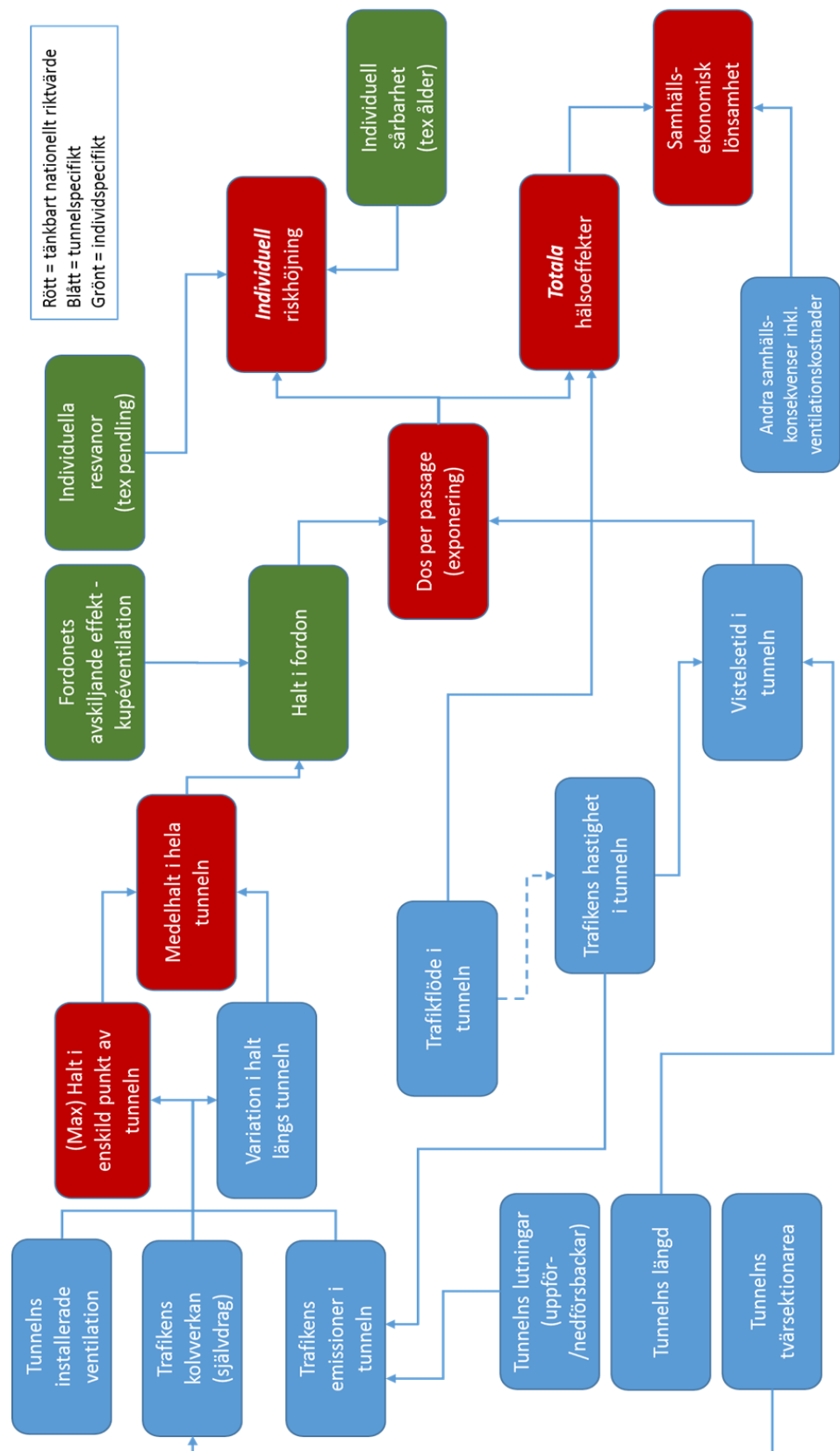
I Figur 6 illustreras hur energianvändningen för ventilation varierar mellan de olika utredningsalternativen. Punkten längst till höger i diagrammet, det hypotetiska "riktvärdet" $4000 \mu\text{g NO}_x/\text{m}^3$, representerar ventilationskostnaderna för nollalternativet.



Figur 6 Sambandet mellan energianvändning för ventilation och maxhalt i något tunnelsegment i E4 Förbifart Stockholm. (Källa: egen bearbetning av Brandt och Lucchini, 2016).

2.4 HUR KAN ETT RIKTVÄRDE UTTRYCKAS?

I Figur 7 har WSP gjort ett försök att illustrera kedjan från utsläpp till hälsoeffekter såväl som olika tänkbara mått för ett riktvärde. Ett riktvärde kan anges i form av en maxhalt för enskilda punkter i tunneln, medelhalt i hela tunneln, exponering (dos/passage), individuell riskhöjning, totala hälsoeffekter (max X antal förtida dödsfall) eller samhällsekonomisk lönsamhet (nettonuvärdeskvot > X). Dessa motsvaras av de röda rutorna i figuren. De blå rutorna representerar tunnelspecifika förutsättningar, såsom trafiksituation, tunnelns utformning och ventilation, vilka påverkar de parametrar som man kan överväga att sätta riktvärden för. De gröna rutorna utgörs av individspecifika företeelser som kommer att variera från trafikant till trafikant, såsom resvanor (hur ofta man passerar tunneln) och fordonets avskiljande effekt (som avgör vilken halt som råder inne i fordonet, vid en viss halt i tunnelluften utanför). I den samlade analysen (kapitel 6, Samlad analys och slutsatser) summeras för- och nackdelar med de olika tänkbara måtten för riktvärde utifrån de resultat som kommit fram i denna konsekvensutredning.



Figur 7. Alternativa mått för ett nationellt riktvärde för luftkvalitet i vägtunnlar (röda rutor) samt hur tunnelspecifika respektive individspecifika faktorer inverkar på dessa. (Källa: egen bearbetning.)

3 BEDÖMNING AV HÄLSOEFFEKTER

3.1 KOPPLING MELLAN TRAFIKENS EMISSIONER OCH HÄLSOUTFALL

För att kunna bedöma vilken hälsopåverkan trafiken orsakar, behövs kunskap om emissionerna från fordon, vilken halt de ger upphov till och vilken exponering det leder till. Exponeringen beror på halt, vistelsetid och hur många som utsätts. Vidare behövs kunskap om exponerings-responssamband mellan föroreningshalter och ökad ohälsa hos befolkningen.

En tunnel är en specifik miljö eftersom trafikens emissioner blir koncentrerade och halterna kan bli väldigt höga. Å andra sidan befinner sig en majoritet av trafikanterna inne i fordon som har en betydande avskiljande effekt för många luftföroreningar. I Figur 8 redogörs för kedjan från emissioner till hälsoeffekt på ett schematiskt sätt.



Figur 8. Illustration av kedjan från trafikens emissioner till hälsoeffekt i det specifika fallet tunnel. (Källa: egen bearbetning.)

Luftföroreningar kan ha olika effekt på människors hälsa, allt ifrån att starta processer som får friska personer att utveckla kroniska sjukdomar som kan bero av exponering över lång tid till att snabbt försämra tillståndet hos redan sjuka personer.

3.2 TRAFIKENS EMISSIONER – HALT I TUNNEL

3.2.1 Emissionerna och tunnelventilationen

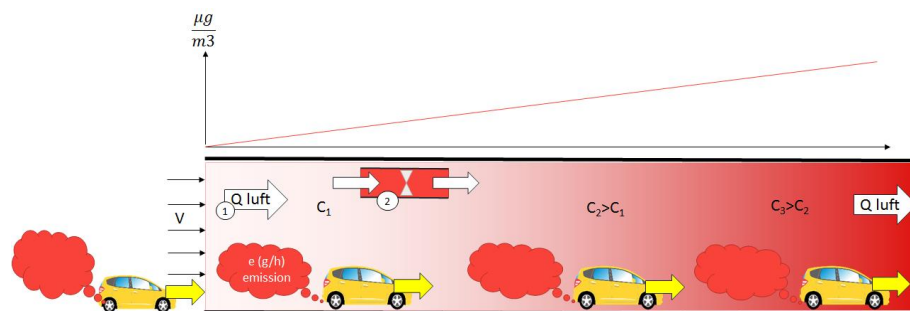
Trafikens luftföroreningar beror bland annat på mängden trafik, dess fördelning på fordonsslag samt de enskilda fordonsslagens emissionsfaktorer för olika skadliga ämnen. Luftföroreningarna härrör både från fordonens avgaser och från slitagepartiklar från däck, vägbana och fordonens inre delar samt från avdunstning. För en genomgång av olika emissioner från trafik, se bilaga 4.

Emissionerna från fordon och vägbana leder till att halterna av luftföroreningar i den omgivande luften stiger. Faktorer som kan påverka nivån på halterna i en tunnel är vidare inflödet av uteluft i tunneln, dels genom luft som bilarna drar med sig in i tunneln, så kallad kolvverkan, dels tunnelventilationen.

Tunnelventilationen finns av två typer, längsgående respektive tvärgående ventilation. Den längsgående ventilationen är den vanligaste och den enklaste. Inflöde av uteluft sker genom infartsmynningen, dels från fordonens kolvverkan och dels från tunnelventilationen, om den är i drift. Om trafiken flyter med skyltad hastighet brukar bilarnas kolvverkan ventilera tunneln av sig självt. Om trafikens hastighet sjunker i tunneln, minskar "själventilationen" med kolvverkan och tunnelventilationen måste hjälpa till att föra luften framåt i tunneln. Halterna av luftföroreningar stiger ju längre ifrån infartsmynningen man kommer, se Figur 9. Den tvärgående

ventilationen för in friskluft och suger bort förorenad luft "tvärs tunneln" genom stort antal ventilationsöppningar längs tunneln. Friskluft dras även in i tunneln av trafikens kolvverkan.

Vid varje tidpunkt kommer halten skadliga ämnen alltså att variera längs tunneln. I varje punkt (tunnelsegment) kommer halten dessutom att variera under dygnet, eftersom trafiken – och därmed emissionerna – varierar över tid. Detta variationsmönster i tid och rum påverkas av hur tunnelventilationen är utformad, och hur den används.



Figur 9. Illustration över emissioner från fordon, halt i tunnel samt tunnelventilation.

Koncentrationen C ökar succesivt in i tunneln, $C_2 > C_1$, $C_3 > C_2$ etc.

¹Volymflöde luft Q (m^3/s) genom tunneln = Lufthastighet V (m/s) x tunnelarea (A , m^2).

²Bilarna skapar en s k "kolvverkan" som inducerar ett flöde genom tunneln. Vid kö körs fläktar i taket för att upprätthålla flödet i tunneln. (Källa: Mats Finnson, WSP, personlig kommunikation).

Vid dimensionering av tunnelventilation utgår man från prognoser för framtida trafik och fordonsflotta för att uppskatta halterna, och behovet av ventilation, i tunnelns olika delar. Med emissionsfaktorn och luftflödet genom tunneln kan koncentrationen i tunnelns olika delar beräknas. I driftsfasen sätter den utformning och dimensionering som valts för fläktinstallationen gränser för fläktarnas kapacitet. Inom dessa gränser kan ventilationen styras mot ett önskat riktvärde baserat på de halter som uppmäts efter hand.

3.2.2 Halten varierar - maxhalt respektive medelhalt

Den hälsopåverkan som enskilda trafikanter drabbas av kommer att bero på vilken total *dos* de utsätts för (se vidare diskussion i avsnitt 3.4 och 3.5, och Bilaga 5). Dosen beror inte på den maximala halt som trafikanterna drabbas av på enskilda platser i tunneln, utan på vilken medelhalt som råder under trafikantens färd längs tunneln, och hur lång tid resan genom tunneln tar.

Även de trafikanter som passerar under den värst belastade tiden på dygnet kommer att möta en medelhalt som är betydligt lägre än halten i det värsta snittet. Om ventilationen, till exempel, skulle styras utifrån ambitionen att halten NO_x under alla dygnets timmar, och i alla tunnelns delar, skulle hållas under $2000 \mu g/m^3$, så kommer den medelhalt som enskilda trafikanter upplever under sin färd längs tunneln att bli betydligt lägre än så, även under den mest belastade timmen.

De aggregerade hälsokonsekvenserna för alla trafikanter beror i sin tur på vilken medelhalt som gäller för en genomsnittlig trafikant (trafikantviktad medelhalt), och det totala antalet passager. En sådan "medeltrafikant" kommer att utsättas för lägre halter än de trafikanter som reser i den

absoluta högtrafiken, eftersom halten varierar under dygnet, och många trafikanter passerar utanför den allra mest belastade perioden.

I beräkningar av medelhalten för en medeltrafikanter behöver man också ta hänsyn till att fler trafikanter passerar under de timmar då halten är hög (högtrafikperioder) än då halten är låg.

Tabell 4 visar på vad utredningsalternativens haltnivåer i vår fallstudie Förbifart Stockholm (maximal halt i något tunnelsegment) motsvarar om man räknar om dem till (olika typer av) medelhalt för hela tunneln. Som exempel UA2, där ventilationen dimensioneras så att den maximala halten i något tunnelsegment maximalt får uppgå till 2000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Detta skulle motsvara ungefär 1660 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som medelhalt för hela tunneln under den tid när riktvärdet 2000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nås i någon punkt. Det är dock enbart under korta perioder på dagen då dessa halter uppstår i UA2. Under resten av dagen ligger haltnivåerna lägre. Sett som ett dygnsmedelvärde för hela tunneln beräknas halten uppgå till omkring 705 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Om man tar hänsyn hur många som reser vid olika tidpunkter på dygnet och viktar halten med avseende på antal trafikanter får man en trafikantviktad halt på 900 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tabell 4. De olika utredningsalternativens haltnivåer (NO_x , $\mu\text{g}/\text{m}^3$) uttryckt som maxhalt i något tunnelsegment, och vad dessa nivåer motsvarar uttryckt som medelhalter för hela tunneln. (Källa: egen bearbetning baserat på beräkningar av Brandt och Lucchini, 2016))

	UA1	UA2	UA3	Noll-alternativ
Maxhalt: <i>Tak* för den maximala halten i någon punkt av tunneln, uttryckt som timmedelvärde under dygnets "värsta" timme ur luftkvalitetshänseende</i>	1000/1789*	2000	3000	3000
Medelhalt maxtimme: <i>Genomsnittlig halt längs tunneln under den tid när maxhalten nås i någon punkt, uttryckt som timmedelvärde under maxtimme</i>	1145 ^{*)}	1660	2041	2142
Medelhalt dygn: <i>Genomsnittlig halt i hela tunneln, dygnsmedelvärde givet att ventilationen styrs utifrån maxhalt.</i>	470	705	852	885
Trafikantviktad medelhalt <i>Medelhalt för en medeltrafikanter under ett dygn givet att ventilationen styrs utifrån maxhalt</i>	592	900	1134	1205

*) För UA1 överstiger medelhalten i maxtimmen (1145 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) den valda nivån för eftersträvt maxhalten (1000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Det beror på att den projekterade ventilationsanläggningen inte medger att man upprätthåller den eftersträvt maxhalten. Maxhalten kan då inte hållas underfullt ut 1789 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

För den samhällsekonomiska analysen som görs i kapitel 4 spelar det i princip ingen roll vilket av de olika sätten att räkna på halter i tunneln som används, så länge det resulterar i samma totala befolkningsdos (dvs antal trafikanter multiplicerat med den halt de utsätts för) och samma kostnader för ventilation. Man skulle därmed i tillämpningen av ett riktvärde kunna ge möjlighet att välja olika mått i olika tunnlar, dvs. att riktvärdet i vissa tunnlar utgår från maximala halter och andra ifrån genomsnittliga halter beroende på vad som är mest praktiskt i det specifika fallet.

3.3 HALT I TUNNEL – HALT I FORDON

Luftföroreningshalter i utomhusluften motsvarar inte halten inne i fordonskupén eftersom fordonet har en viss avskiljande förmåga. Detta gäller i alla trafikmiljöer men får extra stor betydelse i tunnlar eftersom nästintill samtliga personer som exponeras för tunnelluft befinner sig i ett slutet fordon. Det förekommer motorcyklister i tunnlar men generellt utgör detta en mycket liten andel av den totala trafiken. Enligt Trafikanalys (2018) står motorcyklar för mindre än 1 % av trafikarbetet på svenska vägar. Visserligen utsätts dessa personer för högre halter av luftföroreningar, men eftersom de utgör en sådan liten del av den totala trafiken påverkas inte det totala hälsoutfallet speciellt mycket av att exkludera denna grupp. Ur ett individuellt riskperspektiv kan det dock vara värt att notera att detta utgör en grupp med högre risk för hälsopåverkan av tunnelluft.

För vissa föroreningar får fordonets avskiljande effekt mycket stor betydelse för relationen utanför och inne i fordonet, medan det för andra luftföroreningar spelar ganska liten roll.

Ett specifikt fordons avskiljande effekt påverkas framförallt av luftintaget (dvs. ventilation på/av, fönster stängda/öppna). Om ett fordon inte har på ventilationen utan använder recirkulation, beror kvoten mellan halt inne och halt utanför fordonet framförallt på fordonets ålder och hastigheten som fordonet färdas. I långa tunnlar går det inte att använda recirkulation utan det krävs luftintag för att det inte ska imma igen inne i fordonet.

I Tabell 5 redovisas resultatet av en studie (SLB, 2013) där relationen av halter inne i och utanför fordon jämförts. Fordonen i studien kördes dels med 75 % av maximal ventilation, vilket ger ett relativt kraftigt inflöde av luft, och dels med enbart recirkulation. Med ventilation påslagen visade studien att stora partiklar (PM10, PM2,5) avskiljs effektivt. Finare partiklar och gaser avskiljs inte lika effektivt. Avgaspartiklar, som generellt består av partiklar mindre än 1 µm ("PM1"), kan på ett ungefär likställas med kolumnen "antal partiklar" vilket innebär att halten inne i fordon är ungefär hälften av halterna i tunneln. Samma relation gäller även för sotpartiklar, som också generellt är mindre än 1 µm. Med enbart recirkulation var halterna inuti fordonen låga och korrelationen med halterna i utomhusluften var svag.

Tabell 5. Fraktionsandel inne i fordonskupén jämfört med utomhusluft vid 75 % av maximal ventilation. (Källa: SLB, 2013)

	PM10	PM2,5	Antal partiklar*	Sot	NOx/NO ₂
Andel i fordon med 75 % av max ventilation	2-10 %	5-22 %	41-52 %	41-50 %	80-100 %

* Motsvarar ungefär avgaspartiklar.

Andelen som tränger in i fordon varierar kraftigt beroende på ventilationsinställning. Med lägre hastighet på ventilationen kan man förvänta sig en lägre inträngningseffekt. I Figur 10 visas resultat från en studie i Australien (Ashley m.fl. 2016). som undersökt relationen mellan halt NO₂ inne och utanför fordon som färdats i tunnlar i Sydney. Tre ventilationsinställningsscenarier (MD4, MD5, MD6) redovisas där recirkulation och AC varit avstängda och fläkten har körts på 50 %, 0 % respektive 100 %. Det finns en mycket tydlig koppling mellan ventilationsinställning och hur stor

andel som kommer in i fordonen, med lägre kvot ju lägre fläkthastighet. Ashley m.fl. (2016) visar också på stora skillnader mellan olika fordon.

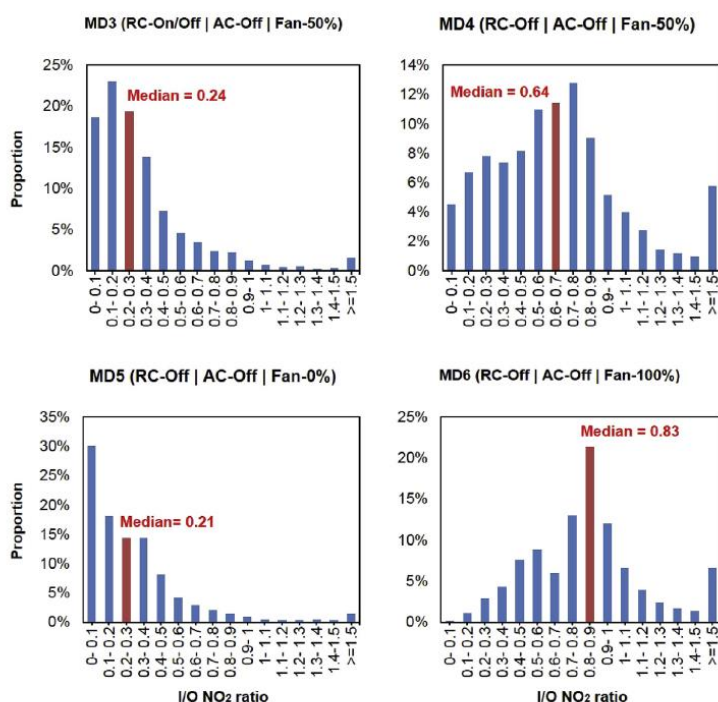


Fig. 10. Distributions of I/O ratios for NO₂ using different vehicle ventilation settings (including data from all test vehicles).

Figur 10. Utdrag från Ashley m.fl. 2016 som redovisar relationen mellan luft i fordonskupé och utanför bilen (I/O ratio) för NO₂ vid olika ventilationsinställningar. Staplarna redovisar resultat från olika testfordon och illustrerar därmed spridningen i resultat. (Källa: Ashley m.fl. 2016).

Det relativa ventilationsflödet är som regel lägre i större fordon exempelvis bussar. Föroreningshalterna ökar därmed långsammare än i mindre fordon när fordonet är i tunneln, och minskar långsammare då fordonet passerat ut ur tunneln, om ventilationen inte ändras efter passagen av tunneln.

3.4 HALT I FORDON - EXPONERING

Exponeringen beror dels på halten och dels på vistelsetiden i tunneln. Vistelsetiden beror på tunnelns längd, hastighet och trafikflöden. Hälsoutfallet av tunnelluft kan skilja sig betydligt beroende på vilken grupp det är som utsätts – är det yngre, äldre, personer som redan är sjuka eller barn? Är det personer som färdas i fordon eller oskyddade trafikanter? *Hur många* som exponeras är en viktig faktor för att bedöma tunnelns totala hälsoeffekter och därmed samhällskostnader. *Vilka individer* som exponeras kan vara viktigt ur ett risk- och fördelningsperspektiv. Detta diskuteras senare i denna rapport, se kapitel 5.

3.5 EXPONERING - HÄLSOEFFEKTER

3.5.1 Exponeringsresponssamband för bedömning av hälsoutfall

Det viktigaste underlaget vid framtagande av sambandet mellan exponering och hälsoutfall är epidemiologiska studier. I dessa studier används statistiska modeller och beräkningar för att undersöka vilken betydelse olika ämnen har på hälsa. En vanlig metod är tidsseriestudier där korrelationen mellan den

dagliga exponeringen (eller "dosen" av luftföroreningar, dvs halten i luft multiplicerat med exponeringstid) av föroreningar som en befolkning utsätts för och hälsoeffekter i form av inläggningar på sjukhus eller dödsfall. Korrelationen kallas för dosrespons- eller exponeringsrespons samband.

Vissa hälsoutfall är enklare att studera genom att i princip alla fall blir kända, t.ex. dödsfall, eller fall som kommer under vård och behandling och kan återfinnas i register. Utgångspunkten är att sambanden är linjära, dvs inga tröskeffekter finns.

3.5.2 Kortsiktiga kontra långsiktiga effekter

De epidemiologiska studierna har olika upplägg beroende på om det är hälsoeffekterna av längre tids exponering eller korttidsexponering (timmar-dygn) som man vill undersöka. Möjligheterna att särskilja enskilda källors eller föroreningars unika betydelse beror av hur nära korrelerade de är i tid och rum.

Vistelsetiden i tunnlar är kort men halterna kan ofta vara många gånger högre i en tunnel än i vanlig gatumiljö. Det finns få studier som studerar samband mellan väldigt korta episoder (under en timme) av exponering och hälsoeffekter. Det saknas även tillräckligt underlag för att bedöma huruvida många korta episoder med hög halt är värre än längre episoder med lägre halt (WHO, 2013).

I det tidigare forskningsprogrammet (Trafikverket, 2016^a) var utgångspunkten för förslaget på riktvärde kortsiktiga hälsoeffekter (av framförallt avgaspartiklar) men med slutsatsen att ett fortsatt arbete med riktvärde för tunnelluft bör utreda långtidseffekter. I denna studie kommer fokus därav att vara på långsiktiga hälsoeffekter. De långsiktiga hälsoeffekterna leder i större utsträckning till dödsfall, som ger en mycket större tyngd i bedömningen av hälsoeffekter och dess kostnader (se även Bilaga 5).

3.5.3 Vad i trafikens luftföroreningar är farligt?

Baserat på kunskapsläget gällande trafikens hälsopåverkan är partiklar sannolikt det som har störst påverkan på människors hälsa, både på kort och på lång sikt (WSP, Umeå Universitetet, Karolinska Institutet, 2017; Trafikverket, 2016^a). För tunnelluft är det framförallt de mindre partiklarna, avgaspartiklarna², som personer som färdas i tunnlar kommer att utsättas för och som inte avlägsnas av fordonens avskiljande effekt (se avsnitt 3.3). Partiklar från olika källor med olika sammansättning och egenskaper har sannolikt olika toxicitet och hälsoeffekter. Det finns indikationer på att fraktioner inom avgaspartiklar, t.ex. sot (black carbon, BC) verkar ha en viktig roll för avgaspartiklarnas skadliga effekter på människors hälsa (WHO, 2013). För mer information om olika typer av partiklar se Bilaga 4 och Figur 20.

Kvävedioxid, NO₂, är en annan förorening som kan påverka människors hälsa. Kortsiktigt finns det bevis på hälsoeffekter vid relativt höga nivåer. I WHO, 2013 diskuteras att nivåer på mellan 380–1880 µg/m³ under korta tidsintervall (studierna som refereras till har exponeringstider på mellan 15

² Avgaspartiklar är generellt under 1 µm i diameter

minuter och 6 timmar) kan ge små effekter på inflammation och ökad luftvägsreaktivitet. På lång sikt har det länge diskuterats huruvida NO₂ enbart ska ses som en indikator för trafikens luftföroreningar i stort eller om det finns hälsoeffekter kopplat till NO₂ i sig. Epidemiologiska studier som gjorts på senare tid visar på ökad risk för flera typer av ohälsa redan vid halter som är vanliga i städer. Stödet för kausala samband har ökat genom att vissa studier där man justerat för partikelhalten (vanligtvis uttryckt som PM_{2.5}) ändå funnit signifikanta samband med NO₂. Det utesluter dock inte att NO₂ i viss utsträckning är en indikator för andra föroreningar som inte mäts. (Forsberg, 2017).

Det finns även andra föroreningar orsakade av trafik som kan vara hälsofarliga men som inte ansetts vara relevanta i diskussionen om riktvärde för tunnelluft, se vidare Bilaga 4.

3.5.4 Hur ska man bedöma hälsoeffekter av tunnelluft?

Hur man på ett korrekt sätt ska ta hänsyn till trafikens hälsopåverkan är inte givet. Dels finns det begränsningar vad gäller det vetenskapliga stödet kring hälsoeffekter och dels finns det begränsningar i vilka föroreningar som är praktiskt och mättekniskt möjliga att följa upp.

Idealt skulle hälsoeffekterna beräknas (och riktvärdet sättas) i den förorening som också tros vara den mest hälsofarliga. Problemet är att det finns flera föroreningar som har bevisad hälsopåverkan, framförallt partiklar (och olika fraktioner av dessa) samt NO₂. Att bara utgå från den ena utan hänsyn till det andra skulle kunna riskera att underskatta den totala hälsopåverkan. Det finns även svårigheter med att bedöma hälsoeffekter av exempelvis avgaspartiklar då det saknas effektsamband. Att enbart utgå från effekter av NO₂ i sig underskattar sannolikt den totala hälsopåverkan betydligt.

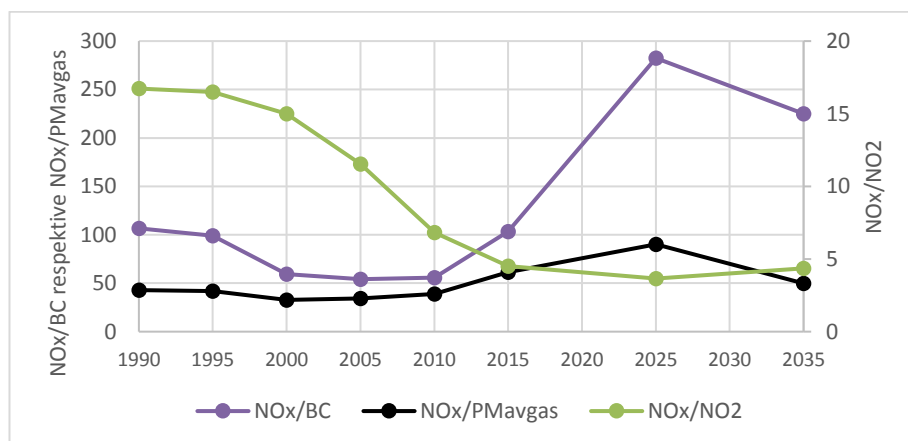
Ett annat alternativ skulle kunna vara att kombinera hälsoeffekterna av olika föroreningar. Den brittiska expertgruppen COMEAP har dragit slutsatsen att man kan skatta luftföroreningars konsekvenser för mortaliteten genom att lägga samman kvantifieringar för både partiklar (mätt som PM_{2,5}) och NO₂, med tillämpning av koefficienter som tar hänsyn till deras korrelation (COMEAP statement, citerat av Forsberg, 2017). Problemet med att kombinera PM_{2,5} med NO₂ är dock att PM_{2,5} inte är en bra "indikator" för avgaspartiklar. En stor andel av PM_{2,5} i utomhusluft genereras från andra källor än trafik. De större partiklarna inom segmentet PM_{2,5} skiljs dessutom relativt effektivt bort av fordonets kaross (se Tabell 5). Det finns heller inget enkelt sätt att beräkna halten av PM_{2,5} i tunnelluft utifrån trafikens emissioner. Det krävs således många omräkningar och antaganden för att kunna använda ett effektsamband för PM_{2,5} i detta sammanhang.

Ett tredje alternativ är att använda andra föroreningar som indikatorer. Som indikatorer för trafikens hälsopåverkan används ofta NO_x (består av varierande andelar NO och NO₂) eller NO₂. NO₂ anses något mindre lämplig i tunnelluft eftersom den inte korrelerar på samma sätt i tunnelluft som i utomhusluft på grund av tillgången på ozon. Istället föreslår utredningen att kväveoxider (NO_x) används som indikator för trafikens hälsopåverkan.

3.5.5 Resonemang kring NO_x som indikator

NO_x har flera fördelar genom att det är reglerat i avgaslagstiftningen och emissionsfaktorerna för olika fordon är relativt väl kända och uppdateras kontinuerligt. NO_x är dimensionerande för tunnelluft i vissa tunnlar redan idag, kan enkelt mätas och regleringen av ventilationen kan ske momentant i takt med att NO_x-halterna stiger i tunnelluften.

När man använder NO_x som indikator för trafikens luftföroreningar behöver man kontinuerligt följa hur sambandet mellan NO_x och andra föroreningar förändras över tid. Eventuellt behöver riktvärdet justeras regelbundet för att ta hänsyn till förändringar i relationer. Relationerna kan variera kraftigt beroende på flera variabler; andel tung trafik, typ av väg, trafiksituation (fritt flöde eller kö), lutning på vägen etc. Kvoten kan även förändras över tid i takt med att fordonsflottan utvecklas, exempelvis på grund av ändrad fördelning mellan drivmedel i fordonsflottan. Systemen för rening av fordons utsläpp av avgaspartiklar och kväveoxider skiljer sig också åt och kan utvecklas olika snabbt vilket påverkar relationen dem emellan. I Figur 11 illustreras den historiska relationen samt en framtida prognos för kvoten mellan NO_x och NO₂, NO_x och avgaspartiklar (PM_{avgas}) respektive NO_x och sot/BC.



Figur 11. Utvecklingen av kvoten mellan NO_x/BC, NO_x/PM_{avgas} samt NO_x/NO₂. Baseras på resultat från HBEFA 3.3. Baseras på "City Motorway 80" och en antagen viktning av flödesklasser och fordonsslag. Beräkning av sot/BC har gjorts utifrån underlag från Trafikverket 20170703, Håkan Johansson (Källa: egen bearbetning av underlag från HBEFA och Trafikverket)

Förhållandet mellan NO_x och avgaspartiklar respektive NO_x och NO₂ förväntas enligt prognosen ligga relativt stadigt från idag fram till år 2035. Förhållandet mellan NO_x och sotpartiklar kommer dock förändras betydligt. Om det framförallt är sotpartiklarna som ger upphov till de långsiktiga hälsoeffekterna skulle därmed trafikens luftföroreningar kunna komma att vara mindre farliga (allt annat lika) över tid.

3.6 METOD FÖR BEDÖMNING AV HÄLSOPÅVERKAN

Utifrån diskussionen som förs i detta kapitel har utredningen landat i en metod för beräkning av hälsoeffekter som baseras på framförallt långsiktiga effekter av tunnelluft. Avgaspartiklar (möjligtvis specifika fraktioner) antas vara det som har störst påverkan på hälsa, i kombination med NO_2 , men i avsaknad av effektsamband används NO_x som indikator för trafikens totala hälsopåverkan. Kortsiktiga hälsoeffekter av NO_2 har inte gått att addera på grund av risk för dubbelräkning, men bedömningen är att dessa är små i förhållande till de långsiktiga effekter som redovisas nedan.

Metoden baseras på en studie av långsiktiga hälsoeffekter av Förbifart Stockholm utifrån olika riktvärden på NO_x (Orru och Forsberg 2016). Eftersom utredningens primära fallstudie är just Förbifart Stockholm och indata vad gäller trafik- och haltberäkningar är samma som i Orru och Forsberg (2016) kommer resultaten i stort sett att sammanfalla. Metoden går dock att överföra även till andra tunnlar.

En skillnad mot Orru och Forsberg är nollalternativet. I deras studie var nollalternativet att färdas på E4:an. Nollalternativet i denna utredning är ett fall där ventilationen driftas utifrån siktkrav. För förbifarten antas detta kunna nås med cirka en timmes ventilation per dag (se avsnitt 2.4).

3.6.1 Princip för beräkningen

För att bedöma hälsopåverkan för en viss tunnel behövs framförallt information om haltnivåer i tunneln, antal personer som exponeras för halterna och dosresponssamband som kopplar exponeringen till hälsoutfall.

Vad gäller Förbifart Stockholm finns det sedan tidigare beräkningar på haltnivåer i tunneln vid olika tidpunkter på dagen (Brandt och Lucchini, 2016) för fyra olika hypotetiska riktvärden på NO_x . Indata till beräkningarna är bland annat en prognos över trafikflödet genom tunneln vid olika tidpunkter på dagen. Genom att anta en viss genomsnittlig beläggning i fordonen kan man uppskatta antalet personer som exponeras för halterna i tunneln.

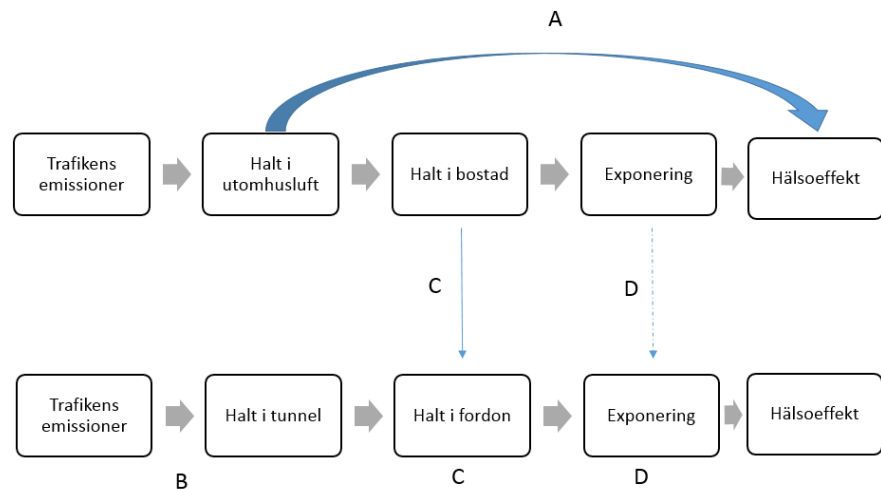
Hälsopåverkan i utredningsalternativet räknas ut genom att jämföra ökningen av den medelhalt trafikanterna utsätts för med motsvarande värde för nollalternativet. Denna halt multipliceras med vistelsetiden i tunneln, och ger då den uppskattade årsdosen av NO_x .

Årsdosen kan sedan med hjälp av ett dosresponssamband användas för att beräkna påverkan på hälsa till följd av tunnelluften i utredningsalternativet. Eftersom nollalternativet är en hög halt (ventilation för att klara siktkrav) kommer påverkan på hälsa uttryckas som antal sparade liv snarare än antal förtida dödsfall.

Dosresponssambandet baseras på Nafstad m.fl. (2004) där förändring i halter av NO_x vid bostadsadresser 1974-1978 i Oslo har modellerats och sedan kopplats till antal förtida dödsfall. Eftersom människor spenderar en stor del av sin tid inomhus (ca 90 %) och bostäder har en avskiljande effekt motsvarar inte förändringar i halt i utomhusluft den faktiska exponeringen av luftföroreningar.

I Figur 12 illustreras hur dosresponssambandet för hälsa (A) relateras till den tidigare kedjebilden som använts för att illustrera hälsopåverkan från

trafikens emissioner i tunnelmiljö (se Figur 8). För att kunna bedöma hälsopåverkan för tunnelluft utifrån dess långsiktiga effekter krävs en mängd olika antaganden, både vad gäller förhållandena i tunneln och vad gäller användningen av dosresponssamband. Figuren är tänkt att ge viss struktur till den följande diskussionen om antaganden och dess osäkerheter.



Figur 12. Illustration av kedjan från trafikens emissioner till hälsoeffekt i det specifika fallet tunnel samt hur effektsambandet för hälsa kopplar till detta. (Källa: egen bearbetning.)

3.6.2 A. Dosresponssamband

Dosresponssambandet som används här utgår som tidigare nämnts från Nafstad m.fl (2004). Resultatet från denna studie är att en ökning av årsmedelhalten av NO_x med $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ökar risken för dödlighet med 8 % (95 % CI 6-11 %).

När denna riskökning appliceras på tunnelluft görs många antaganden, varav några redan nämnts. Ett av de viktigaste antagandena är att en hög dos under kort tid (färd i tunnel) ger samma effekt som samma dos under längre tid (halt vid bostadsadress). Enligt WHO (2013) har inga studier utvärderat huruvida exempelvis en hög exponering under en timma skulle leda till ett annat svar än en liknande dos som ges i 24 timmar. Detsamma gäller för upprepade mycket kortfristiga exponeringar.

Ett annat antagande är att NO_x är en bra (och stabil) indikator för trafikens hälsofarliga påverkan både historiskt och i framtiden. Studien av Nafstad m.fl (2004) baseras på halter under åren 1974-1978. Förhållandet mellan NO_x och andra luftföroreningar var inte samma då som nu och kommer förändras även framöver (se Figur 11). Det rekommenderas därför att beräkningarna kompletteras med effektsamband för t.ex. avgaspartiklar eller sotpartiklar när sådana studier finns att tillgå.

Det kan även nämnas att olika epidemiologiska studier landar i något olika slutsatser vad gäller hälsopåverkan av NO_x . En del av förklaringen ligger i hur halterna har modellerats i de olika studierna. Mindre exakta metoder för modellering ger naturligtvis ett svagare samband mellan förändring i halter och hälsoutfall. En annan förklaring till skillnader mellan studier är vilken population som ingått. Ett exempel på detta är Stockfelt m.fl (2015) som studerat förtida dödsfall till följd av NO_x i Göteborg på liknande sätt som Nafstad m.fl. (2004) i Oslo. Stockfelt m.fl (2015) landar i en riskökning på 3

% per 10 µg/m³ NO_x men med en bredare ålderskategori än i Nafstad m.fl (2004). Om man jämför samma ålderskategorier ger Stockfelt en riskökning på 6 %, dvs relativt nära riskökningen på 8 % enligt Nafstad m.fl (2004).

I beräkningarna av hälsoutfall har det antagits att effektsambanden är linjära och att hälsoeffekten av tunneln uppstår direkt. I praktiken kommer sannolikt effekten att dröja omkring 2-5 år. En mindre andel (uppskattningsvis en tiondel) av hälsoeffekterna kommer först på ännu längre sikt.

3.6.3 B. Trafikens emissioner och halt i tunnel

I underlaget till beräkningen av hälsoeffekter (och även vad gäller beräkning av tunnelventilationskostnader, se nästföljande kapitel) är utgångspunkten fordonsflottans förväntade emissioner år 2030. Prognosen för fordonsflottan är framtagen med HBEFA, som är en europeisk emissionsmodell för vägtrafik, med anpassning för svenska förhållanden. Prognosen innefattar ett antagande om att andelen dieslbilar i flottan är högre år 2030 än idag. Andelen elbilar står för en mycket liten andel, ca 3 %, år 2030. Successiv utfasning av äldre fordon antas ske, men det tillkommer inga nya krav på avgasrening efter Euro 6. Fordonsflottan antas bestå av 92 % personbilar, 5,6 lätta lastbilar, 2,4 % tunga lastbilar.

Antaganden om trafikens omfattning och fordonsflottans sammansättning får väldigt stort genomslag i beräkningen. Med en högre andel emissionsfria fordon i fordonsflottan kommer halterna i tunneln givetvis att bli lägre. Fram till år 2030 hinner inte fordonsflottan ställas om helt; Trafikverkets nyaste prognos, med beslutade styrmedel, ger att ca 8 % av trafikarbetet för lätta fordon antas utföras av elfordon år 2030³. Detta är visserligen en högre andel än i den prognos som ligger till grund för beräkningarna för Förbifart Stockholm, men ger inte så stor förändring i hälsoutfallet. Det som får större påverkan på beräkningarna är utvecklingen *efter* 2030 eftersom bedömningen av samhällsekonomisk effektivitet baseras på hela perioden fram till 2085 (se vidare i kap 4). Med det tidsperspektivet kan hela transportsystemet ställas om till emissionsfria fordon. Eftersom detta är ett mycket viktigt antagande görs en känslighetsanalys med en annan fordonsflotta (se vidare i kap 4.7).

Ett annat antagande är att halterna i tunnel motsvarar emissioner från fordon. Eftersom det inte finns några andra källor i tunnelmiljö kan detta vara en bra approximation, men generellt finns väldigt lite data på faktiska halter i tunnelluft. Det går inte heller att mäta specifikt "avgaspartiklar" i en tunnel utan man måste utgå från en viss partikelstorlek som då också kan inkludera andra partiklar än enbart från avgaser (slitagepartiklar). Det har genomförts mätningar av sotpartiklar i Södra Länken i Stockholm, dock sker inte dessa mätningar på samma ställe i tunneln som NO_x-mätningen.

³ Underlagsmaterial till Trafikverkets Miljörapport 2017, TRV 2018/45528

3.6.4 C. Exponering i fordon kontra exponering i bostad

Effektsambandet relaterar förändring av halt i utomhusluft till en ökad risk för hälsoutfall. Människor spenderar en stor del av sin tid inomhus, ca 90 %. I effektsambandet finns därmed ett inbyggt antagande om bostäders avskiljande effekt.

När effektsambandet appliceras i tunnelmiljö behöver man därmed bedöma hur fordonens avskiljande effekt förhåller sig till bostäders avskiljande effekt. I Orru och Forsberg (2016) antas att den avskiljande effekten är ungefär densamma och man justerar inte för detta. Samma antagande görs här. Bostäders avskiljande effekt antas ungefär motsvara fordonets avskiljande effekt med ventilation på 75 procent (kupé-ventilationen är inställd på läge 3 av 4).

Det finns dock anledning att vara vaksam på detta antagande, särskilt om utgångspunkten är att det inte i första hand är NO_x som är det hälsofarliga utan de underliggande halterna av avgaspartiklar eller sot. I en studie som genomfördes i Stockholm i olika byggnader (fem skolor, vid tio förskolor och 20 rökfria hem i tre samhällen i Stockholm) konstaterades partikelinsläpp för PM_{2,5} på ca 60 % (Molnár m.fl., 2007). Motsvarande siffra för fordon, dvs. andelen PM_{2,5} som kommer in i fordonskupén, uppgår till ca 5-22 % enligt SLB, 2013, (se Tabell 2). Det bör dock noteras att detta bara är exempel på studier och det kan vara missvisande att enbart jämföra dessa två. Mycket tyder på att det finns stora variationer i hur väl såväl bostäder som fordon skiljer av partiklar. Partikelstorleken har också stor betydelse för hur mycket som avskiljs (se Tabell 2).

3.6.5 D. Exponering

För bedömningen av de totala hälsoeffekterna för befolkningen antas att det inte spelar någon roll om det är samma personer som åker i tunneln varje dag eller om det är olika personer. Det blir alltså samma utfall för befolkningen om 1 person åker 365 dagar per år eller om 365 personer åker 1 dag var. Detta eftersom man antar att riskökningen är linjär och inte beror på vilken haltnivå som är utgångspunkten för beräkningen. Detta innebär också att risken inte ackumuleras över tid, dvs. riskökningen är lika stor oavsett om det gäller år 5 eller år 20.

I bedömningen av hälsoeffekter spelar det även stor roll om det är äldre eller yngre som åker genom tunneln. Utgångspunkten för beräkningen är att de som åker i tunneln är mellan 30-74 år och sannolikheten att man åker i tunneln är lika stor oavsett ålder. Fördelningen hos tunneltrafikanterna motsvarar alltså fördelningen i ålder bland invånare i Stockholm 30-74 år. Detta är i stort sett samma åldersfördelning som i SLLs resvaneundersökning (Trafikförvaltningen Stockholms läns landsting, 2016) för bilåkande i Stockholms län.

Riskökningen antas vara lika stor oavsett ålder (30+). För personer under 30 år antas risken vara 0.

3.6.6 Sammanfattning antaganden och indata

I Tabell 6 görs en sammanfattning av de antaganden som beskrivs ovan. Antagandena delas in i tre kategorier; antagen som ger en överskattning av hälsoeffekten, antaganden som ger en underskattning av hälsoeffekten, resp. antaganden som är osäkra huruvida det ger en över- eller underskattning. Det är troligt att resultaten som redovisas i nästföljande avsnitt är en överskattning snarare än underskattning av hälsoeffekterna.

Tabell 6. Sammanfattning av antaganden för bedömning av hälsoeffekter. (Källa: egen bearbetning).

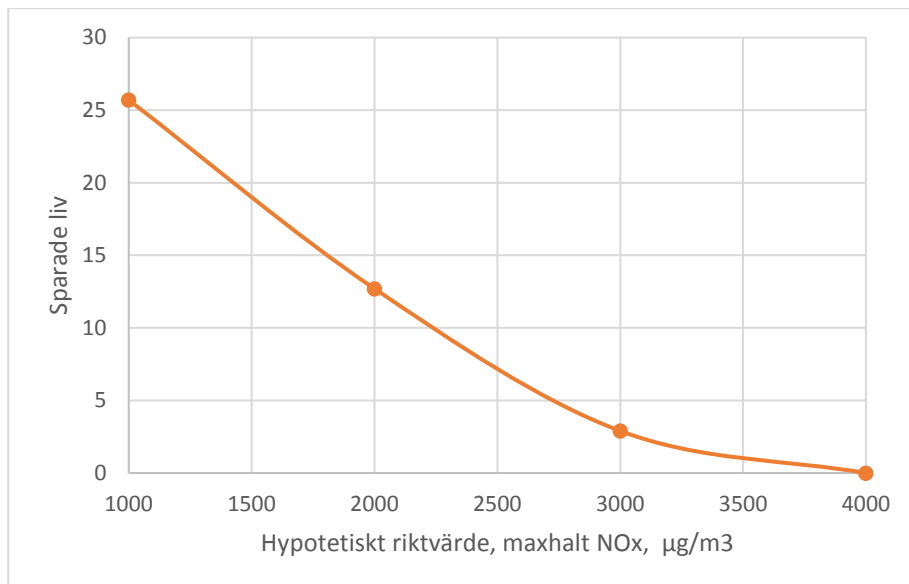
ANTAGANDE	KOMMENTAR OM ANVÄNDA INDATA
Antaganden som sannolikt ger överskattning av hälsoeffekt	
Konservativt antagande om fordonsflottans utveckling 2018-2035	- Utgångspunkten är fordonsflottans förväntade emissioner år 2030. Prognosen för fordonsflottan är framtagen med HBEFA, som är en europeisk emissionsmodell för vägtrafik, med anpassning för svenska förhållanden. - Prognosen innefattar ett antagande om att andelen dieslbilar i flottan är högre år 2030 än idag. - Andelen elbilar står för en mycket liten andel, ca 3 %, år 2030. - Successiv utfasning av äldre fordon antas ske, men det tillkommer inga nya krav på avgasrening efter Euro 6. - Fordonsflottan antas bestå av 92 % personbilar, 5,6 lätta lastbilar, 2,4 % tunga lastbilar.
Personer i olika åldrar har samma sannolikhet att åka i tunneln	- Utgångspunkten för beräkningen är att de som åker i tunneln är i åldern 30-74 år. - Fördelningen hos tunneltrafikanterna motsvarar alltså fördelningen i ålder bland invånare i Stockholm 30-74 år.
Fordon och bostäder antas ha samma avskiljande effekt	Bostäders avskiljande effekt antas ungefär motsvara fordonets avskiljande effekt med ventilation på 75 procent (kupé-ventilationen är inställd på läge 3 av 4).
Förändring i relationen mellan NOx och andra föroreningar (ffa sot) tas inte hänsyn till	- Kväveoxider (NOx) används som indikator för avgaspartiklar – detta mot bakgrund av dagens kunskap och teknik vad gäller hälsosamband respektive tunnelventilation. - Om det i framtiden kommer starkare belägg för att det specifikt är sotpartiklarna som är det hälsofarliga i avgaspartiklar behöver sambandet mellan NOx och sotpartiklar följas. - Antagande om att luftföroreningshalterna i tunnel motsvarar emissionerna från fordon.
Antaganden som sannolikt ger underskattning av hälsoeffekt	
Vissa kortsiktiga hälsoeffekter ingår inte	- Beräkningen baseras på samband för långsiktiga hälsoeffekter: en ökning av årsmedelhalten av NOx med 10 µg/m³ ökar risken för dödlighet med 8 % (95 % CI 6-11 %). - Långsiktiga hälsoeffekter leder i större utsträckning till dödsfall jämfört med kortsiktiga effekter som leder till sjuklighet. Mortalitet ger en större påverkan i bedömningen av hälsoeffekter och dess kostnader. Viss sjuklighet ingår även i mortalitet. En grov uppskattning är att de kortsiktiga hälsoeffekterna står för omkring 10 % av de långsiktiga. - Indata om basrisk för dödsfall i Stockholms län har baserats på Trafikverket (2018^b).

Antaganden med osäker påverkan på skattning av hälsoeffekt	
Kort tid med hög dos ger samma effekt som låg dos under längre tid	- Exponeringen beror dels på halten, dels på vistelsetiden i tunneln. Vistelsetiden i tunnlar är kort men halterna kan ofta vara många gånger högre i en tunnel än i vanlig gatumiljö. - Det saknas underlag för att bedöma huruvida många korta episoder med hög halt är värre än längre episoder med lägre halt (WHO, 2013).
Riskökningen antas vara linjär och samma för alla åldersgrupper	- Det antas inte spela någon roll om det är samma personer som åker i tunneln varje dag eller om det är olika personer. - Linjäritet innebär också att risken inte ackumuleras över tid, dvs. riskökningen är lika stor oavsett om det gäller år 5 eller år 20. - Riskökningen antas vara samma oavsett ålder. - I beräkningarna av hälsoutfall antas även att hälsoeffekten av tunneln uppstår direkt. I praktiken kommer sannolikt effekten att dröja omkring 2-5 år. En mindre andel (uppskattningsvis en tiondel) av hälsoeffekterna kommer först på ännu längre sikt.
Trafikflöde genom tunneln och beläggning i fordon	Beräkningarna har baserats på indata från (Orru och Forsberg, 2016)

3.7 RESULTAT– FÖRBIFART STOCKHOLM

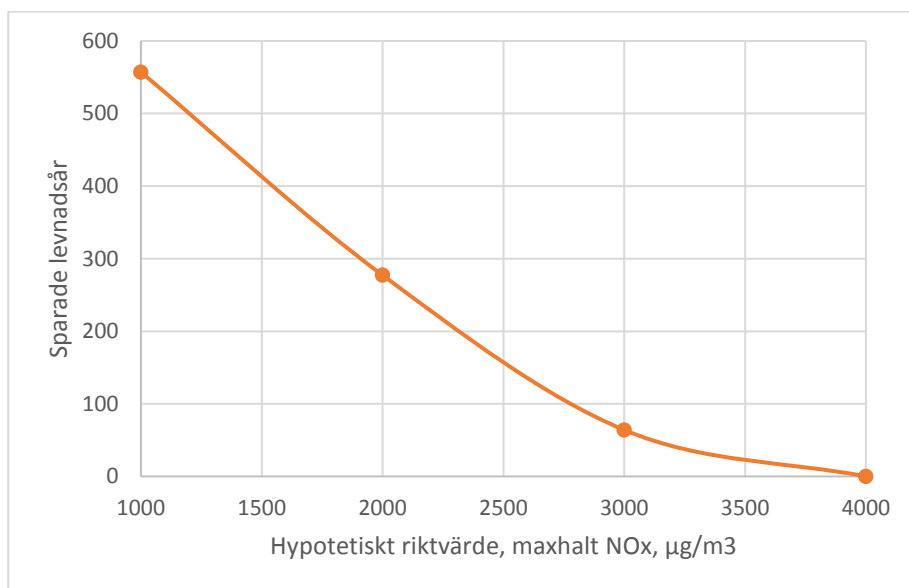
I detta avsnitt redovisas resultatet av ovanstående metod applicerat på Förbifart Stockholm. I Figur 13 redovisas antal sparade liv i respektive utredningsalternativ (maxhalt 1000, 2000, 3000 $\mu\text{g NO}_x/\text{m}^3$) jämfört med nollalternativet 4000 $\mu\text{g NO}_x/\text{m}^3$. I utredningsalternativet 1000 $\mu\text{g NO}_x/\text{m}^3$ kommer omkring 25 liv att sparas årligen jämfört med nollalternativet.

Resultaten är självklart förknippade med stora osäkerheter och baseras på de antaganden som presenteras i avsnitten tidigare i detta kapitel. Resultaten baseras på tänkta förhållanden år 2030, men i praktiken kommer det dröja några år innan tunnelns fulla hälsopåverkan kommer realiseras eftersom långsiktiga hälsoeffekter inte uppstår direkt. Inom 2-5 år kan man förvänta sig att större delen av den långsiktiga hälsopåverkan uppnås. Vissa effekter dröjer dock längre än så.



Figur 13. Antal sparade liv för förbifart Stockholm i utredningsalternativen samt nollalternativet uttryckt som eftersträvd maxhalt för något segment av tunneln. (Källa: egen bearbetning.)

I Figur 14 redovisas antal sparade levnadsår under förutsättning att den genomsnittliga livslängden är 84 år och med utgångspunkten att de som reser i tunneln är mellan 30-74 år med samma sannolikhet att resa. Enligt beräkningen ger varje sparat liv då i genomsnitt 22 sparade levnadsår.



Figur 14. Resultat antal sparade levnadsår för förbifart Stockholm i utredningsalternativen samt nollalternativet uttryckt som eftersträvd maxhalt för något segment av tunneln. (Källa: egen bearbetning.)

En annan åldersfördelning bland de tänkta trafikanterna i tunneln skulle ge dels ett annat utfall i antal sparade liv och dels en annan relation mellan sparade liv och sparade levnadsår. Ju högre andel äldre resenärer, desto fler liv skulle sparas med ett riktvärde eftersom basrisken att dö är högre ju äldre man blir. Å andra sidan skulle ett genomsnittligt sparat liv ge färre sparade levnadsår. Om man å andra sidan räknar att de som reser i tunneln skulle

vara yngre, skulle det ge något färre antal sparade liv varje år. Varje sparat liv skulle då ge fler sparade levnadsår.

Som tidigare nämnt bör man kontinuerligt säkerställa att underliggande halter av andra föroreningar inte överstiger nivåer som anses hälsofarliga på kort sikt. Sannolikt är detta särskilt relevant för NO₂. NO₂ står för ca 20-25 % av emissionerna av NO_x i nuläget (se Figur 11). Ungefär den relationen har även noterats i mätningar i Söderledstunneln (VTI, 2016). Med antagandet att NO₂ utgör 25 % av NO_x kommer medelhalten i de olika utredningsalternativen att uppgå till ungefär 286, 415 respektive 510 µg NO₂/m³ under den mest belastade tiden på dagen (baserat på Tabell 4). De senare två (dvs UA2 och UA3) ligger inom intervallet som WHO (2013) uppger kan ge **små** effekter på inflammation och ökad luftvägsreaktivitet (se även kapitel 3.5).

4 BEDÖMNING AV SAMHÄLLSEKONOMISK LÖNSAMHET

I det här avsnittet följer vi den metod som beskrivs i kapitel 1 samt i bilagorna och applicerar de haltnivåer som identifierats utifrån gällande förutsättningar och överväganden i kapitel 2-3.

I kommande avsnitt redogörs och beskrivs så heltäckande som möjligt de konsekvenser som uppstår till följd av de definierade haltnivåerna i utredningsalternativen (UA1, UA2 och UA3) och i nollalternativet. För varje del beskrivs först för vem eller vilka haltnivåerna förväntas ge konsekvenser, sedan kvantifieras och värderas dessa konsekvenser i den mån det är möjligt.

Tillvägagångssättet bygger på den samhällsekonomiska ansatsen som har en bred syn på nyttor och kostnader och inkluderar inte enbart betalningsströmmar. Alla konsekvenser som innebär en förbättring eller upppoffring för någon individ, företag eller för den offentliga sektorn ingår. Så långt det är möjligt värderas konsekvenserna, det vill säga nyttor och kostnader i kronor. Samhällsekonomisk lönsamhet kännetecknas av att summan av samtliga nyttor för alla berörda överstiger summan av samtliga kostnader för alla berörda. Det är dock sällsynt att alla identifierade konsekvenser kan uttryckas i kvantitativa och/eller monetära termer därför är även en kvalitativ beskrivning och bedömning en viktig del av den samhällsekonomiska konsekvensanalysen.

I första hand redovisas en beräkning för Förbifart Stockholm. Nollalternativ och utredningsalternativ beskrivs i kapitel 2.

4.1 BERÄKNINGSFÖRUTSÄTTNINGAR

Antagandena i kalkylen baseras huvudsakligen på rekommendationer för samhällsekonomiska bedömningar enligt ASEK 6.1 (ASEK, Trafikverket, 2018). I beräkningen för E4 Förbifart Stockholm uppskattas tunnelns ekonomiska livslängd till 60 år. Det är den livslängd som tidigare använts i samhällsekonomisk analys av E4 Förbifart Stockholm (Trafikverket, 2013). Denna livslängd är i överensstämmelse med rekommenderad ekonomisk livslängd för motorväg och kan skilja sig från den tekniska livslängden. Definitionsmässigt utgör den ekonomiska livslängden den tidsperiod som ett objekt bedöms generera större diskonterade nyttor än diskonterade kostnader. Anledningen till att välja en ekonomisk livslängd för hela objektet snarare än att välja livslängden tunnelinstallationerna som är cirka 30 år är att bland annat bergtunnlar ingår i ventilationsanläggningen, se Bilaga 6. Eftersom livslängden för ventilationsanläggningen överstiger fläktarnas behöver reinvesteringar göras av installationerna efter cirka 30 år. Tabell 7 nedan anger beräkningsförutsättningarna, se även Bilaga 3.

Tabell 7. Kalkylförutsättningar enligt ASEK 6.1 och specifikt för E4 Förbifart Stockholm. (Källa: ASEK 6.1 och egen bearbetning)

Variabel	Antaganden
Prisnivå, år	2014
Tunnelns ekonomiska livslängd	60 år
Ventilationsanläggningens livslängd	30 år
Diskonteringsår	2020
Trafikstart	2026
Prognosår	2030
Kalkylperiod, 60 år från trafikstart	2026-2085
Diskonteringsränta	3,5%
Skattefaktor för offentliga utgifter	1,3
Trafiktillväxt 2026-2040	1,38% per år
Trafiktillväxt 2041-2065	0,58% per år
Trafiktillväxt 2066-2085	0% per år
Värdet av ett förlorat levnadsår (VOLY)	1,89 mkr
Trendmässig avgasreduktion i fordonsflottan	3% per år
Energikostnad	1 kr/kWh

Beräkningarna av hälsokonsekvenserna baseras på prognoser för emissionerna år 2030. Kalkylperioden sträcker sig emellertid till år 2085 och under kalkylperioden kommer det att ske betydande förändringar av fordonsflottan. Utsläppen av hälsopåverkande avgaser väntas minska på grund av skärpta avgaskrav och elektrifiering. I Bilaga 4 redovisas den historiska utvecklingen av luftföroreningar och en prognos för NO_x och avgaspartiklar till 2035, Figur 22. Osäkerheten är dock stor när det gäller utvecklingen av avgaskrav efter 2035. En schablonmässig reduktionstakt på 3 procent per år tillämpas i beräkningen och det antas att hälsopåverkan är proportionell mot förändringen. WSP baserar schablonen på ett antagande om att reduktionstakten efter 2035 motsvarar den långsammaste utvecklingen under perioden 1990-2015. Reduktionstakten är en sammanvägning av genomsnittet för utvecklingen av NO_x under perioden 2005-2010 och avgaspartiklar under perioden 1995-2000. Dessa femårsperioder representerar de långsammaste utvecklingstakterna under perioden 1990-2015. En låg snarare än en hög reduktionstakt har valts eftersom osäkerheterna är stora och förhållandet mellan NO_x och avgaspartiklar påverkas av att lätta fordon bedöms kunna reducera utsläppen snabbare än tunga fordon. En proportionell påverkan från minskade utsläpp på hälsa är rimlig mot bakgrund av att hälsoeffekterna bedömts vara linjära. I en känslighetsanalys prövas en betydligt snabbare minskning av hälsoeffekterna genom antagande om full elektrifiering av fordonsflottan efter 2050. Under kalkylperioden väntas en ökning av trafiken, vilket motverkar effekten av avgasreduktioner från förbränningsmotorerna. I beräkningen för Förbifart Stockholm används den trafiktillväxt som förordas

av Trafikverket för samhällsekonomiska kalkyler i Stockholm (Trafikverket, 2018^f).

4.2 HÄLSOVINSTER

Exponering för avgaser i tunnelluft kan leda till förtida död för dem som färdas i tunneln. I förhållande till nollalternativet ger ökad ventilerings av tunnelluften en minskad risk för förtida dödsfall. Antalet sparade levnadsår, år 2030, har beräknats för Förbifart Stockholm för de definierade haltnivåerna i utredningsalternativen (1000, 2000, 3000 $\mu\text{g NO}_x/\text{m}^3$) och i nollalternativet (4000 $\mu\text{g NO}_x/\text{m}^3$), se Figur 14 i avsnitt 3.7.

Beräkningen av hälsoeffekterna baseras på den exponering som är förknippad med tillbringad tid i tunneln och antal trafikanter. Trafikflödet i Förbifart Stockholm har uppskattats till 140 000 fordon per vardagsmedeldygn och i genomsnitt 1,3 passagerare per fordon (Orru och Forsberg, 2016). Per vardagsmedeldygn ger det 182 000 resor genom tunneln och under ett år blir antalet resor 59,8 miljoner, givet en omräkningsfaktor på 0,9 från vardagsmedeldygn till årsmedeldygn. Den befolkningsgrupp som ligger till grund för beräkningen av sparade liv är i åldern 30-74 år. Personer yngre än 30 år ingår inte eftersom risken för förtida död är nära noll för unga personer. Personer som är 75 år eller äldre antas använda tunneln i mindre utsträckning då förvärvsgraden sjunker med ålder.

Varje levnadsår som sparas genom ökad ventilation värderas till cirka 1,9 miljoner kronor, se Bilaga 3 för beräkning av VOLY. Tabell 88 visar värdet av hälsovinster för prognosåret 2030.

Tabell 8. Hälsovinster i de olika utredningsalternativen jämfört med nollalternativet för Förbifart Stockholm, prisnivå 2014 mkr, år 2030. (Källa: egen bearbetning.)

Alternativ	Maxhalt ($\mu\text{g NO}_x/\text{m}^3$)	Sparade levnadsår per år ($UA_i - JA$)	Värdering, per sparat levnadsår (VOLY), mkr	Hälsovinst, mkr
UA1	1 000	557	1,896	1056
UA2	2 000	277	1,896	525
UA3	3 000	64	1,896	121
Nollalternativ	4 000	0	1,896	0

4.3 KOSTNADER FÖR VENTILATION

Dimensioneringen av ventilationen i en vägtunnel utgår oftast från lagstadgade krav på brandsäkerhet. Det innebär i det generella fallet att stationer för luftutbyte, bergarbeten och antalet fläktar baseras på brandkrav. Driften av ventilationsanläggningen justeras för att erhålla önskad sikt eller halt i tunneln. I Bilaga 6 redovisas ett exempel på hur olika krav kan påverka tunnelns dimensionering. Om investeringskostnaden för ventilation bestäms av andra krav än hälsoaspekter går det att bortse från kostnaden för investeringen.

För E4 Förbifart Stockholm har ventilationslösningen utformats för att möta både brand- och miljökrav (det vill säga hälsokrav). Om lösningen bara varit brandrelaterad hade ventilationen troligen skilt sig något från det valda

ventilationskonceptet. Uppskattningen som projektorganisationen för Förbifart Stockholm gör är att 20-50 procent av den totala investeringskostnaden för ventilationskonceptet berör miljöventilation (Epost, Thomas Holmström den 25e april 2018)⁴. Detta talar för att relevanta delar av investeringskostnaderna för bergarbeten och installationer bör tas med i den samhällsekonomiska kalkylen.

När det gäller Förbifart Stockholm finns det argument för att bortse från investeringskostnaden även om den till viss del berör miljö. Argumentet är att kostnaden redan är betald. I samhällsekonomiska kalkyler brukar "sunk costs" (redan nedlagda kostnader) anses icke relevanta eftersom de inte kan påverkas av det beslut kalkylen är underlag till. För denna utredning kan dock redan nedlagda investeringskostnader vara relevanta. Det beror på om syftet är att bestämma en halt, eller om syftet är att ta fram en metod för att bestämma en halt. Investeringskostnaderna för ventilationsanläggningen har dock inte varit tillgängliga på grund av pågående upphandling. Det har inte heller visat sig vara möjligt att få fram vare sig investerings- eller underhållskostnader för ventilationssystem i andra vägtunnlar.

På grund av avsaknad av information om investeringskostnaderna beräknas kostnader för drift. Vilken nivå för drift av ventilation som behövs i tunneln beror på det beslutade riktvärdet. Ju lägre haltnivå desto mer ventilation kommer att behövas, där mer ventilation innebär högre kostnader för drift och underhåll. Eftersom Trafikverket bedriver och bekostar ventilationen i tunneln kommer konsekvenserna på driftkostnaden att bekostas av skattemedel.

Kostnaden för ventilation består framförallt av energianvändningen, vilket beror av elpriset. De uppgifter om energianvändningen i MWh per dag som krävs för de olika haltnivåerna har använts för att uppskatta driftskostnaden. Elpriset (inklusive eventuella effekttariffer, alternativt nätavgifter) antas vara 1 000 kr per MWh. Detta baseras på bedömningar gjorda av projektorganisationen för Förbifart Stockholm. Uppgifter om underhållskostnader har dock inte varit tillgängliga.

Eftersom driften av tunnelventilationen finansieras genom skatter räknas ventilationskostnaderna upp med skattefaktorn 1,3 enligt rekommendation från ASEK 6.1 kap 5 (Trafikverket, 2018). Den samhällsekonomiska kostnaden för el blir därmed 1300 kronor per MWh.

Tabell 9. Kostnader för tunnelventilation för utredningsalternativen respektive nollalternativet, prisnivå 2014 mkr, år 2030. (Källa: egen bearbetning.)

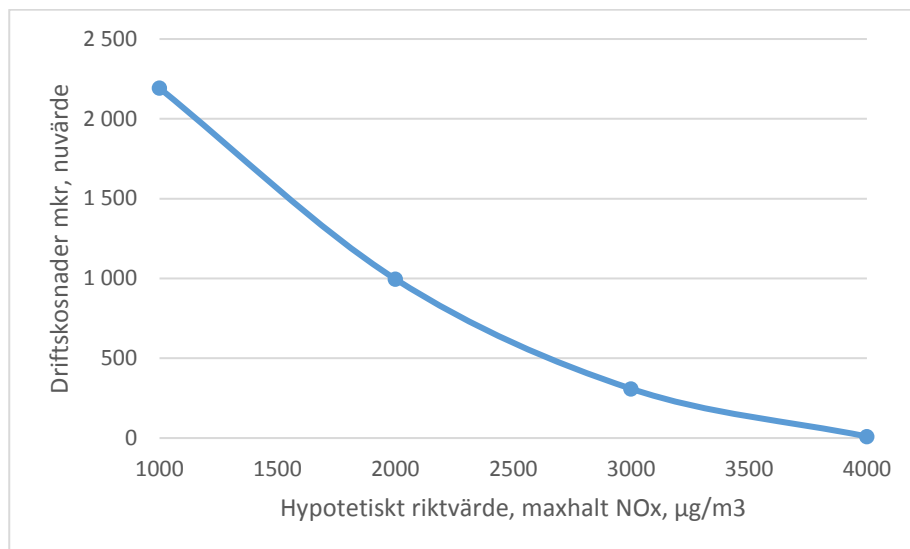
Alternativ	Maxhalt ($\mu\text{g NO}_x/\text{m}^3$)	MWh, under ett år	Kostnad, per MWh, kr	Ventilations- kostnad, mkr
UA1	1 000	80 300	1 300	104,4
UA2	2 000	36 500	1 300	47,5
UA3	3 000	11 315	1 300	14,7
Nollalternativ	4 000	365	1 300	0,5

Nollalternativet är definierat som den nivå av ventilation som behövs för att upprätthålla god sikt i tunneln. Ventilationskostnaden är i detta alternativ

⁴ Hur stor andel av investeringen som beror på brand respektive miljökrav kan skilja sig mellan olika tunnlar.

cirka 0,5 miljoner kronor. För den lägsta halten enligt UA1 är kostnaden cirka 100 miljoner kronor per år.

Under tunnelns ekonomiska livslängd är de nuvärdesberäknade kostnaderna för tunnelventilation cirka 2200 mkr för att upprätthålla 1000 $\mu\text{g NO}_x/\text{m}^3$ som maxhalt i något av segmenten i tunneln (UA1). För UA2, där motsvarande värde är 2000 $\mu\text{g NO}_x/\text{m}^3$ är den nuvärdesberäknade kostnaden för ventilation cirka 1000 mkr, för 3000 $\mu\text{g NO}_x/\text{m}^3$ är den cirka 310 mkr och slutligen nollalternativet är nuvärdesberäknat till cirka 10 mkr. Figur 15 visar hur den nuvärdesberäknade kostnaden för ventilation förhåller sig till halten.



Figur 15. Sambandet mellan driftskostnader för ventilation och maxhalt i något tunnelsegment i E4 Förbifart Stockholm. (Källa: egen bearbetning av Brandt och Lucchini, 2016).

4.4 EFFEKTER PÅ KLIMATPÅVERKAN FRÅN EL

Den el som används för drift av tunneln har en klimatpåverkan. Även om fossilfri el köps in för att driva ventilationsanläggningen i tunneln, kan efterfrågan tränga undan andra användares el. Konsekvensen av klimatpåverkan från energikonsumtion berör människor och natur.

Storleken på klimateffekten beror på mängden el och hur den produceras, om den genereras med förnybara eller icke-förnybara bränslen. Eftersom elmarknaden i Sverige är ihopkopplad med övriga nordiska länder används oftast emissionsfaktorer för nordisk el. Det finns olika tillvägagångssätt för beräkning av klimateffekt från el. Ibland utgår man ifrån klimatpåverkan från genomsnittlig elkonsumtion. I andra sammanhang antar man att elkonsumtionen ställer krav på ytterligare produktion och då utgår man ifrån marginalel.

Den emissionsfaktor för el som föreslås av Naturvårdsverket (2017) för beräkningar av Klimatklivets utsläppsreduktioner gäller nordisk genomsnittsel där varje kWh el motsvarar 125 gram CO₂-ekvivalenter. För marginalel används ibland utsläpp från nordisk residualmix. Residualmixen är den blandning av el som återstår när all el med ursprungsgarantier räknas bort. År 2016 (vilket i april 2018 var de senaste uppgifterna) bestod 16,3 procent av residualmixen av förnybart, 35,3 procent av kärnkraft och 48,4 procent av fossila källor (Energimarknadsinspektionen 2017). Emissionsfaktorn uppskattades då till 350 gram CO₂ per kWh, vilket är mer än det dubbla jämfört med medelel.

För att beräkna ett monetärt värde på klimatpåverkan rekommenderar ASEK 6,1 kap 12 (ASEK, Trafikverket 2018) 1,14 kronor per kg CO₂-ekvivalenter uttryckt i 2014 års priser.

Tabell 10. Kostnader för klimatpåverkan för olika halter beräknad för medel- respektive marginalel, prisnivå 2014 mkr, år 2030. (Källa: egen bearbetning).

Alternativ	Max-halt, µg NOx/m ³	CO ₂ -ekv, ton per år		Kronor per ton CO ₂ -ekv	Klimatpåverkan, mkr	
		Medelel	Marginal-el		Medel-el	Marginal-el
UA1	1000	10038	28105	1140	11,4	32,0
UA2	2000	4563	12775	1140	5,2	14,6
UA3	3000	1414	3960	1140	1,6	4,5
Noll	4000	46	128	1140	0,1	0,1

Kostnaden för klimatpåverkan är proportionell mot energiförbrukningen. När hänsyn tas till klimatpåverkan, ökar kostnaden för energi med cirka 10 procent om emissionerna antas motsvara de för medelel och med cirka 30 procent vid antagande om marginalel. I kalkylsammanställningen används kostnaden för medelel.

4.5 ÖVRIGA KOSTNADER

Eventuella ingrepp i markyta som kan orsaka skada på natur- och kulturmiljö beroende på vägtunnelns lokalisering

I Förbifart Stockholm används längstventilation genom impulsfläktar och luftutbytesstationer. En luftutbytesstation består av tilluftsintag och frånluftsstorm, vilka är stora byggnadsvolymer som måste placeras ovan mark. Beroende på placeringen av dessa kan de orsaka skada på natur- och kulturmiljö.

Den ventilationsanläggning som projekterats för Förbifart Stockholm tar hänsyn till både brandkrav och miljökrav. Om miljökraven innebär att det tillkommer luftutbytesstationer utöver brandkrav bör kostnaden tas upp i den samhällsekonomiska analysen. Det är inte klarlagt om miljökraven har fört med sig ytterligare byggnadsverk ovan mark. På grund av denna osäkerhet är den kvalitativa bedömningen att det är osäkert om miljökrav på tunnelluft har gett upphov till kostnader på natur- och kulturmiljö.

Minskad arbetskostnad för förhandling när det finns ett riktvärde

När ett riktvärde för luftkvalitet i vägtunnlar har beslutats förväntas arbetskostnaden för förhandling att minska. Detta på grund av att infrastrukturägaren (Trafikverket) inte behöver förhandla med andra myndigheter (kommunen och Naturvårdsverket) om vilken nivå som ska gälla vid planering och projektering av varje ny tunnel. Nyttan av riktvärdet (konsekvensen) tillfaller infrastrukturägaren och andra myndigheter i form av inbesparad arbetstid. Bedömningar antyder emellertid att den arbetskostnad som kan sparas in är liten i relation till den totala kostnaden för ventilationen.

4.6 SAMHÄLLSEKONOMISK KALKYL

I Tabell 11 redovisas resultat för den samhällsekonomiska kalkylen så långt det varit möjligt att kvantifiera. Tabellen redovisar diskonterade värden och nyckeltal. I tabellens nedre del beskrivs nyttor och kostnader som inte har värderats monetärt.

Tabell 11. Kalkylresultat för de olika utredningsalternativen för Förbifart Stockholm, nuvärde mkr. (Källa: egen bearbetning).

Effekter	Nuvärde miljoner kronor, under 60 år Diskonteringsränta 3,5%		
	Utredningsalternativ jämfört med nollalternativet		
	UA1	UA2	UA3
<i>Kostnader, mkr</i>			
Investeringskostnad ventilationssystem	saknas	saknas	saknas
Driftkostnader (energiåtgång)	2183	987	299
Underhållskostnader	saknas	saknas	saknas
Klimatpåverkan (medelel)	239	108	33
<i>Nyttor, mkr</i>			
Värdet av sparade levnadsår	16423	8167	1887
Nettonuvärde (Nyttor – Kostnader)	14001	7072	1555
NNK-i*			
NNK-sum**	6,78	7,46	5,69
Effekter	Kvalitativ värdering		
	UA1	UA2	UA3
Ingrepp i markyta	Oklart	Oklart	Oklart
Minskad arbetskostnad vid dimensionering	Liten nytta	Liten nytta	Liten nytta
Underhållskostnad	Betydligt högre än i nollalternativet	Högre än i nollalternativet	Något högre än i nollalternativet

* NNKi = Nettonuvärdeskvot med avseende på investeringskostnad, visar samhällsekonomisk nettovinst per investerad krona. **NNK-sum=Nettonuvärdeskvot med avseende på alla kostnader.

Kalkylen visar att samtliga utredningsalternativ är samhällsekonomiskt lönsamma. Detta eftersom de nuvärdesberäknade nyttorna är större än de nuvärdesberäknade kostnaderna. Rangordningen efter nettonuvärde ger att UA1 är bättre än UA2 och att UA2 är bättre än UA3. Denna rangordning baseras enbart på de kostnader och nyttor som har kunnat värderas monetärt. Betydande kostnadsposter såsom investeringskostnader och underhållskostnader saknas i kalkylen.

I UA1 är nettonuvärdet cirka 14 miljarder kronor. För UA2 är nettonuvärdet cirka 7,1 och för UA3 är det cirka 1,6 miljarder kronor. Det här betyder att relativt stora investeringskostnader kan motiveras för miljöventilation. Om den investeringskostnad som påförs är lika stor för respektive utredningsalternativ, kommer dock inte rangordningen mellan utredningsalternativen att påverkas. Brytpunkten för när endast UA1 är samhällsekonomiskt lönsam motsvarar en investeringskostnad på 7,1 miljarder kronor. För att något av de andra utredningsalternativen ska

föredras framför UA1, måste investeringskostnaden i UA1 vara 7 miljarder större än i övriga utredningsalternativ.

Det är troligt att underhållskostnaderna är högre i utredningsalternativen än i nollalternativet. Sannolikt ökar underhållskostnaden beroende på antalet drifttimmar, men det har inte gått att belägga sambandet mellan driftintensitet och underhållskostnad. Om underhållskostnaden är lika stor som driftskostnaden för respektive UA ökar kostnaden i UA1 med 2,2 miljarder, kostnaden i UA2 med 0,99 miljarder och kostnaden i UA3 med 0,3 miljarder. Detta tillägg förändrar emellertid inte kalkylresultatet.

4.7 KÄNSLIGHETSANALYSER

Ett antal schablonmässiga känslighetsanalyser har genomförts. Resultatet av känslighetsanalyserna ger samma rangordning av utredningsalternativen som huvudanalysen.

4.7.1 Ackumulerad hälsoeffekt

Hälsoeffekterna från exponering uppkommer med viss fördröjning. Bedömningen är att effekten på hälsa kan ta omkring 2-5 år och en mindre andel kommer först på längre sikt. Mot denna bakgrund har en översiktlig känslighetsanalys genomförts. Antagandet är att det tar fem år innan hälsoeffekten får fullt genomslag och att den uppkommer linjärt. Under det första året antas en femtedel av hälsoeffekten, under det andra året två femtedelar och så vidare till år fem då hela hälsoeffekten uppkommer. Kalkylresultatet redovisas i tabellen nedan.

Tabell 12. Känslighetsanalys linjär ökning av hälsoeffekt för de olika utredningsalternativen, nuvärde mkr. (Källa: egen bearbetning).

Effekter	Nuvärde miljoner kronor, under 60 år Diskonteringsränta 3,5%		
	Utredningsalternativ jämfört med nollalternativet		
	UA1	UA2	UA3
<i>Kostnader, mkr</i>			
Investeringskostnad ventilationssystem	saknas	saknas	saknas
Driftkostnader (energiåtgång)	2 183	987	299
Underhållskostnader	saknas	saknas	saknas
Klimatpåverkan (medelel)	239	108	33
<i>Nyttor, mkr</i>			
Värdet av sparade levnadsår	14 829	7 374	1 704
Nettonuvärde (Nyttor – Kostnader)	12 407	6 280	1 372
NNK-i*			
NNK-sum**	6,12	6,74	5,14

* NNKi = Nettonuvärdeskvot med avseende på investeringskostnad, visar samhällsekonomisk nettovinst per investerad krona. **NNK-sum=Nettonuvärdeskvot med avseende på alla kostnader.

Antagandet om att hälsoeffekten uppkommer med fem års fördröjning och att hälsoeffekten ökar linjärt från trafikstart har mycket liten påverkan på kalkylresultatet.

4.7.2 Avskiljande effekt i fordon

Hälsoeffekterna i huvudanalysen utgår från empiriska studier som gäller urban bakgrundshalt. Överföringen från urban bakgrundshalt till hälsoeffekter i tunnelmiljö baseras bland annat på att bostäders avskiljande effekt kan liknas vid fordonens avskiljande effekt. Bostäders avskiljande effekt antas ungefär motsvara fordonets avskiljande effekt med ventilation på 75 procent (kupé-ventilationen är inställd på läge 3 av 4).

Andelen föroreningar i avgaser som tränger in i fordon varierar kraftigt beroende på ventilationsinställning. Med lägre hastighet på kupéventilationen kan man förvänta sig en lägre inträngningseffekt. Hur mycket som avskiljs vid olika grad av ventilation är dock inte känt. De mätningar som har gjorts av antalet partiklar vid avstängd ventilation (recirkulation) visar på mycket låga nivåer jämfört med när ventilationen är på. I SLB:s studie (SLB 2013) konstateras att när ventilationen är inställd på recirkulation har halterna utanför fordonen i stort sett ingen påverkan på halterna inuti fordonen. Det tyder på att det inte uppstår några hälsoeffekter vid recirkulation. Att ställa in ventilationen på recirkulation vid färd genom tunnel är dock inte ett alternativ i långa tunnlar såsom i Förbifart Stockholm. Detta eftersom kupéventilationen behöver vara påslagen för att undvika kondens.

I känslighetsanalysen antas att fordonets kupéventilation ställs in på läge 1, det vill säga 25 procents ventilation. Under antagande om att det finns ett linjärt samband mellan halt och hälsoeffekt samt att recirkulation inte ger några hälsoeffekter genomförs en enkel beräkning som innebär att hälsoeffekterna antas motsvara en tredjedel av huvudanalysens.

Tabell 13. Känslighetsanalys fordonens avskiljande effekt för de olika utredningsalternativen, nuvärde mkr. (Källa: egen bearbetning).

Effekter	Nuvärde miljoner kronor, under 60 år Diskonteringsränta 3,5%		
	Utredningsalternativ jämfört med nollalternativet		
	UA1	UA2	UA3
<i>Kostnader, mkr</i>			
Investeringskostnad ventilationssystem	saknas	saknas	saknas
Driftkostnader (energiåtgång)	2 183	987	299
Underhållskostnader	saknas	saknas	saknas
Klimatpåverkan (medelel)	239	108	33
<i>Nyttor, mkr</i>			
Värdet av sparade levnadsår	5 474	2 722	629
Nettonuvärde (Nyttor – Kostnader)	3 052	1 628	297
NNK-i*			
NNK-sum**	2,26	2,49	1,90

* NNKi = Nettonuvärdeskvot med avseende på investeringskostnad, visar samhällsekonomisk nettovinst per investerad krona. **NNK-sum=Nettonuvärdeskvot med avseende på alla kostnader.

Antagandet om att en lägre ventilation ökar fordonets avskiljande effekt ger samma rangordning som huvudanalysen. Skillnaden mot huvudanalysen är att nettonuvärdet är betydligt lägre, och därmed inte ger riktigt lika stort utrymme för att bära de eventuella extra investeringskostnader som kan ha krävts för att det ska vara möjligt att uppnå UA1. Observera att detta är ett

mycket förenklat antagande och baseras på att det enbart är avgaspartiklar som ger hälsoeffekter i luftföroreningarna. Effektsambandet som används för hälsoberäkningarna baseras på NO_x och hälsoeffekten varierar sannolikt inte enbart med den underliggande halten avgaspartiklar. Känslighetsanalysen överskattar därmed sannolikt effekten av minskad ventilation.

4.7.3 Elektrifiering av fordonsflotta

De analyser som ligger grund för beräkningarna av hälsoeffekter och ventilationskostnader baseras på en fordonsflotta för 2030 bestående av omkring 3-4 procent elbilar. Detta är en ganska konservativ prognos med tanke på utvecklingen för elbilar under 2017-2018. Den samhällsekonomiska kalkylen sträcker sig dessutom betydligt längre i framtiden, till 2085. Viss hänsyn tas till minskade utsläpp. I huvudkalkylen antas att hälsoeffekten minskar i takt med en trendmässig avgasreduktion. Trots avgasreduktionen visar kalkylen att det är lönsamt att driva ventilationen under hela kalkylperioden.

Om andelen elbilar (och andra emissionsfria fordon) ökar, kommer halten i tunnelluften att minska betydligt snabbare än i huvudkalkylen. Ökad andel elfordon leder också till minskat behov av tunnelventilation. En schablonmässig känslighetsanalys har genomförts med antagande om att alla fordon är emissionsfria efter år 2050. Från och med år 2051 är kostnaden för tunnelventilation satt lika med noll. Beräkningen av hälsoeffekterna antar en linjär minskning av hälsokostnaderna mellan 2026 och 2050 och att det från år 2051 inte uppkommer några hälsoeffekter. Antagandet är att elektrifieringen sker jämnt i fordonsflottan – det vill säga att förhållandet mellan bensin och diesel respektive personbil och lastbil inte förändras. Sannolikt kommer tunga fordon elektrifieras senare och de lätta fordonen först. Detta är en förenklad beräkning för att illustrera effekten.

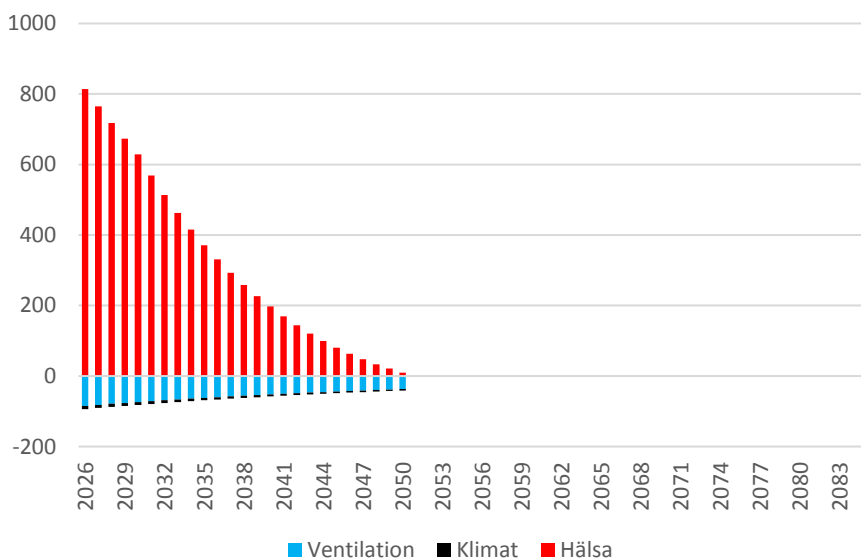
Tabell 14. Känslighetsanalys elektrifiering av fordonsflottan för de olika utredningsalternativen, nuvärde mkr. (Källa: egen bearbetning).

Effekter	Nuvärde miljoner kronor, under 60 år Diskonteringsränta 3,5%		
	Utredningsalternativ jämfört med nollalternativet		
	UA1	UA2	UA3
<i>Kostnader, mkr</i>			
Investeringskostnad ventilationssystem	Saknas	saknas	saknas
Driftkostnader (energiåtgång)	1 442	652	198
Underhållskostnader	Saknas	saknas	saknas
Klimatpåverkan (medel)	158	71	22
<i>Nyttor, mkr</i>			
Värdet av sparade levnadsår	8 025	3 991	922
Nettonuvärde (Nyttor – Kostnader)	6 424	3 267	703
NNK-i*			
NNK-sum**	5,02	5,52	4,21

* NNKi = Nettonuvärdeskvot med avseende på investeringskostnad, visar samhällsekonomisk nettovinst per investerad krona. **NNK-sum=Nettonuvärdeskvot med avseende på alla kostnader.

Antagandet om att fordonsflottan är helt emissionsfri efter 2050 ger samma rangordning av utredningsalternativen som huvudanalysen. I förhållande till huvudanalysen är nettonuvärdet något lägre.

Figur 16 redovisar de årliga nuvärdesberäknade kostnaderna och nyttorna för känslighetsanalysens UA1 under kalkylperioden. I beräkningen antas samma årliga kostnad för ventilation och klimat fram till år 2050. Hälsoeffekterna antas däremot minska på grund av att allt fler emissionsfria fordon kommer in i fordonsflottan. I UA1 är hälsoeffekten större än ventilationskostnaden under nästan hela perioden fram till 2050. Det är först år 2048 som ventilations- och klimatkostnaderna överstiger hälsoeffekten.



Figur 16. Nuvärdesberäknade UA1 jämfört med nollalternativet, kostnader och nyttor under antagande om att fordonsflottan blir emissionsfri efter 2050, mkr. (Källa: egen bearbetning).

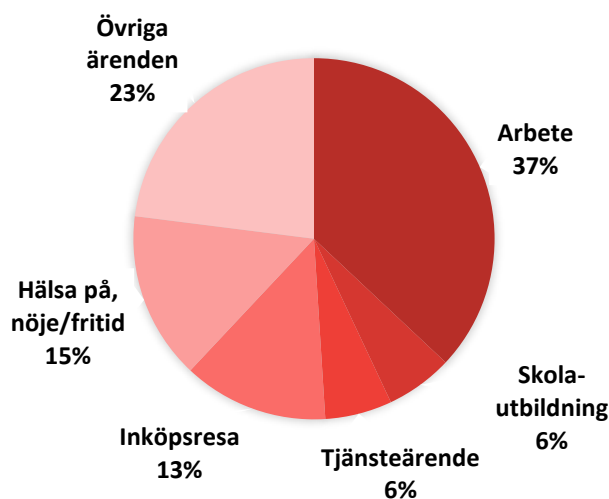
5 BEDÖMNING AV FÖRDELNINGSEFFEKTER

I detta kapitel redovisas resultat från analyser rörande fördelningseffekter. I förordningen om konsekvensutredning vid regelgivning (SFS 2007:1244) kallas motsvarande moment för "Vilka berörs?". Inledningsvis belyser texten effekter för olika trafikantgrupper. Därefter görs en utvärdering utifrån hälsorisk för de som berörs mest av bristande luftkvalitet i vägtunnlar. Dessutom görs en jämförelse med andra accepterade hälsorisker i samhället.

5.1 TRAFIKANTGRUPPER

Som redan nämnts beräknas det genomföras cirka 180 000 resor genom Förbifart Stockholms tunnlar under en genomsnittlig vardag. En del trafikantgrupper reser ofta, medan andra reser mer sällan. Trafikanter som reser ofta påverkas mer än övriga. Pendlingsresor som sker mellan bostad och arbete är ett av de mest frekventa ärendena. En annan grupp som reser ofta är de som kör i yrkesmässig trafik, exempelvis taxi- och lastbilschaufförer.

I den resvaneundersökning, som Trafikförvaltningen i Stockholms län genomförde av resandet i länet under 2015 framkommer att 43 procent av resorna under vardagar är pendlingsresor, antingen resor till/från arbetet (37 procent) eller skola (6 procent), se Figur 17. I undersökningen ingick dock inte yrkesmässig trafik.



Figur 17. Ärendefördelning resor vardag, Stockholms län, 2015. (Källa: Trafikförvaltningen Stockholm läns landsting, 2016).

Andra ärenden som ingår i resvaneundersökningen är mindre frekventa och sker ofta utanför rusningstrafik. Resor för att hälsa på släkt och vänner samt nöjesresor sker oftast under andra tider än när det är som mest trafik och halterna är höga.

Om fördelningen av resor i Förbifart Stockholm motsvarar den i resvaneundersökningen innebär det att cirka 37 procent genomför regelbundna pendlingsresor genom tunneln. Det motsvarar nära 67 000 resor under vardagar. Under antagande om att varje pendlare gör två resor per vardag (en i vardera riktningen) exponeras cirka 33 000 personer regelbundet för tunnelluften. En restid på cirka 20 minuter i ena riktningen innebär exponering i 40 minuter per vardag. Yrkesmässig trafik förväntas också exponeras regelbundet. Data om yrkestrafiken är dock bristfällig. De bedömningar som brukar göras, anger att yrkestrafiken i Stockholms centrala delar uppgår till mellan 20 och 30 procent av trafiken under ett genomsnittligt dygn och att andelen yrkestrafik är lägre längre ifrån de centrala delarna (Sweco 2016). Det innebär att andelen yrkesförare bedöms vara mindre än andelen pendlare. Vistelsetiden i tunneln kan för vissa förare vara längre, men resorna sker ofta mer utspjutt över dygnet.

Även om pendlare är i fokus är inte pendlare nödvändigtvis den grupp som är mest känslig för exponering. Det finns befolkningsgrupper som påverkas redan när de exponeras för låga halter. Känsliga trafikantgrupper är exempelvis personer som har astma eller andra kroniska luftvägssjukdomar. Uppskattningsvis har ungefär en tiondel av den vuxna befolkningen i Sverige astma. I Stockholms län ger det cirka 175 000 personer. Av dem med astma bedöms en tiondel svåra symtom. Barn och äldre är andra grupper som kan vara extra känsliga för exponering.

En annan utsatt grupp är trafikanter som inte är skyddade av någon fordonskaross, framförallt motorcyklister. Dessa står för en mycket liten del av det totala trafikarbetet (under 1 % enligt Trafikanalys, 2018) och utgör därmed sannolikt även en mycket liten andel av trafiken i tunnel, men de kommer utsättas för mycket högre halter av luftföroreningar än de trafikanter som sitter i slutna fordon. Halterna av större partiklar (PM_{2,5}, PM₁₀) blir också mer betydelsefulla eftersom oskyddade trafikanter blir direkt exponerade för dessa till skillnad från trafikanter i slutna fordon där fordonskarossen skiljer av dessa partiklar relativt effektivt oavsett ventilationsinställning (se kapitel 3).

5.1.1 Vinnare och förlorare

De kostnader och nyttor som uppkommer för ett riktvärde fördelar sig på olika aktörer. Generellt kan det konstateras att kostnaderna till största delen faller på Trafikverket och i förlängningen påförs skattebetalarna, medan nyttorna består av positiva effekter på hälsa och tillfaller allmänheten, eller närmare bestämt dem som reser genom tunneln.

Jämfört med nollalternativet är vinnarna i första hand de grupper som i nollalternativet exponeras för höga doser. Även känsliga grupper hör till vinnarna, men inte nödvändigtvis alla. Det kan tänkas att det finns individer som får besvär även vid det lägsta riktvärdet och av den anledningen undviker färd genom tunneln.

Åtgärden innebär betydligt större kostnader för driften av tunnelventilationen i Förbifart Stockholm och troligen mer kostsamma investeringar samt underhållsåtgärder. Dessa kostnader finansieras av Trafikverket. I detta fall tar den offentliga sektorn på sig kostnaden.

5.1.2 Alternativ användning av budgetmedel

Den årliga driftskostnaden för ventilation i UA1 är för Förbifart Stockholm i storleksordningen 100 miljoner kronor per år. I förhållande till Trafikverkets investeringsmedel är kostnaden relativt liten. Samtidigt gör Trafikverket en uppdelning av investeringsåtgärder där gränsen för vad som räknas som större investeringar går vid 100 miljoner. Den årliga driftskostnaden för tunnelventilationen kan således sägas motsvara kostnaden för en större investeringsåtgärd. Även om inte investeringsmedel kan fördelas om till drift eller till andra verksamheter är det en betydande kostnad.

En jämförelse med hur mycket som årligen används för drift ger ytterligare belägg för att driftskostnaden för UA1 är mycket stor. Under perioden 2015-2017 var kostnadsposten "Anläggningsdrift väg" cirka 420 miljoner kronor per år (Trafikverket 2018⁹). Driftskostnaderna för tunnelventilationen motsvarar således nära en fjärdedel av budgeten.

5.1.3 Kostnadseffektivitet

Kostnadseffektivitet innebär att ett mål uppnås till lägst kostnad. Målet i konsekvensutredningen är att minimera hälsoeffekterna och att det ska ske till en för samhället rimlig kostnad. I konsekvensutredningen är antagandet att hälsokonsekvenserna beror på hur mycket tunneln ventileras. Det kan finnas andra sätt att uppnå minskad exponering för luftföroreningar vid färd genom tunnel och därigenom reducera hälsoeffekten. Mot bakgrund av att exponering av föroreningarna i tunnelluft påverkas av inställningen av bilens kupéventilation, kan ett alternativ till att driva tunnelventilationen fullt ut vara lägre eller ingen kupéventilation. Ett krav på begränsning av kupéventilationen lägger dock ansvaret för att minska hälsorisken på individen.

Krav på att förarna begränsar kupéventilationen kan vara kostnadseffektivt. Detta eftersom kravet innebär betydligt lägre kostnader för att begränsa resenärernas exponering än att driva ventilationsanläggningen fullt ut. Den kostnad som uppkommer är förarnas uppoffring för att vrida ner kupéventilationen och den bedöms vara liten. Konsekvensanalysen för Förbifart Stockholm antyder visserligen att det är samhällsekonomiskt lönsamt att driva tunnelventilationen fullt ut även vid känslighetsanalysen med 25 procents kupéventilation. Eftersom kalkylen för Förbifart Stockholm saknar uppgifter om investerings- och underhållskostnader bör resultatet av känslighetsanalysen dock tolkas med viss försiktighet.

5.2 UTVÄRDERING UTIFRÅN HÄLSORISK

5.2.1 Individuell hälsorisk för de mest berörda

För att sätta våra riskantaganden i ett perspektiv har vi här valt att titta närmare på de risker som bristande luftkvalitet innebär för grupper som kan betraktas som särskilt berörda av problemet. Dessa risker jämförs i senare avsnitt med sådana riskhöjningar som drabbar "särskilt berörda grupper" i andra sammanhang, och som tycks vara på gränsen för vad som accepterats av samhället.

I samråd med beställarna har vi valt att identifiera frekventa arbetspendlare som den "särskilt utsatta grupp" vars individuella risk vi studerar. För att kunna beräkna vilken riskökning som tunnelluften innebär för en frekvent pendlare måste vi utgå från den dosökning av NO_x som de olika haltnivåerna innebär på årsbasis. Vi har valt att basera räkneexemplet på en grupp med mycket ogynnsamma förutsättningar: de pendlar genom tunneln 2 gånger per dag, 260 dagar per år (52 veckor), och gör alla sina passager under den tid på dygnet när tunneln är som allra mest belastad och luftkvaliteten är som sämst.

Analysen utgår från samma effektsamband för dödlighet - 8 procent per 10 µg/m³ NO_x – som använts i de tidigare analyserna i avsnitt 3.7. Basrisken att dö i förtid varierar beroende på ålder.

Beräkningarna baseras på pendlare oavsett ålder (30-74 år), även om det är mindre troligt att en person som är 74 år pendlar. Liksom i den samlade samhällsekonomiska analysen har vi gjort antagandet att bilens ventilation i hög utsträckning är igång vid färden genom tunneln (75% av full effekt). I Tabell 15 redovisas den individuella riskökningen för pendlare.

Tabell 15. Individuell riskökning för pendlare, vid den maxhalt som beräknats i olika UA. (Källa: egen bearbetning).

Scenario	Maxhalt (µg NO _x /m ³)	Ökning årsmedelhalt µg/m ³ NO _x för pendlare	Riskökning för förtida död för frekventa tunnelpendlare
UA1	1000	9,2	7%
UA2	2000	12,5	10%
UA3	3000	17,5	14%
Nollalternativ	4000	20,4	16%

Som tabellen visar kommer UA1 – som innebär att tunnelns maxhalt är 1000 µg/m³ NO_x - öka en pendlares genomsnittliga årsmedelhalt av NO_x med 9,2 µg/m³, vilket motsvarar en riskökning med 7 procent (risken att dö i förtid ökar med 7 %). Är maxhalten 4000 NO_x (som i nollalternativet) kommer årsmedelhalten att öka med 20,4 µg NO_x, vilket motsvarar en riskökning på 16 procent.

5.2.2 Jämförelse med andra accepterade hälsorisker

I detta avsnitt inleder vi med att jämföra den riskökning för pendlare som beräknades i föregående avsnitt, med två andra liknande typer av risker som samhället valt att reglera, och de risker som accepteras i det sammanhanget. Det handlar om den ökade risk för sjukdom och för tidig död som drabbar

- den som i bostaden utsätts för radon, respektive
- den som bor i närheten av gator med bristande luftkvalitet.

Risken med radonstrålning har av flera skäl bedömts vara en lämplig jämförelse med den risk som drabbar den som utsätts för bristande luftkvalitet i tunnlar. För det första handlar det i båda fallen om en osynlig risk, som berörda individer inte automatiskt kan förväntas vara uppmärksamma på. För det andra handlar det i båda fallen ändå om en i viss mening frivilligt vald utsatthet (valet att bosätta sig i visst hus, valet att färdas genom tunnel), som det vore möjligt att undvika för den som är särskilt angelägen om låg risk (förutsatt att man känner till risken). För det tredje handlar det i båda fallen om en ackumulerad dos, som sammantaget över lång tid successivt ökar risken för allvarliga sjukdomstillstånd. Utifrån resonemang om de faktorer som påverkar riskperception och riskvärdering (se bilaga 2) är det därför inte orimligt att förvänta sig att samhället skulle applicera liknande värderingar på risker som drabbar den som har höga radonhalter i bostaden, respektive den som regelbundet utsätts för höga luftföroreningar i tunnelmiljö.

(En skillnad är dock att tunneln, samtidigt som den innebär hälsorisker, också ger en konkret nytta (tidsvinst) för den som passerar. Det finns ingen motsvarande tydlig nyttosida kopplat till beslutet att bosätta sig i radonhus (jämfört med andra liknande bostäder). Den skillnaden skulle kunna göra att risker som betraktas som samhällsligt oacceptabla om de uppstår till följd av att man bosätter sig i radonhus, ändå betraktas som samhällsligt acceptabla om de uppstår till följd av upprepade resor genom tunnel.)

Samhället har valt att skydda individer från att utsättas för oacceptabelt höga risker från radonstrålning genom att reglera hur hög strålning som anses acceptabla i bostäder. I Boverket (2010) konsekvensutredning för en höjning av rikt- och gränsvärdet av radon i inomhusluft utgår de ifrån den ökade risken att drabbas av lungcancer för den som utsätts för radon. De refererar till Darby m.fl. (2005) som visar att den relativa risken för lungcancer ökar med cirka 16 procent per 100 Bq/m³. Riktvärdet för radon i inomhusmiljö är idag satt vid 200 Bq/m³. Det kan således tolkas som att samhället accepterar en 32 procentig ökad risk för lungcancer.

Enligt Socialstyrelsen dödsorsaksregister orsakas 4% av alla dödsfall av lungcancer (eller mer specifikt: Maligna tumörer i andningsorganen och brösthållans organ). Andelen varierar något mellan åldersgrupper, och är till exempel 8% som ett genomsnitt över de dödsfall som inträffar mellan 30 och 74 års ålder⁵.

Det riktvärde som satts för radon i bostad innebär därmed att samhället accepterar att personer i åldern 30-74 år kan utsättas för 2,6% ökad risk för förtida död ($0,32 \cdot 8\% = 2,6\%$) om de bosätter sig i bostad med en radonhalt precis strax under riktvärdet. Möjligen kan man också tolka den nyligen genomförda utredningen om en eventuell sänkning av gränsvärdet som att samhället uppfattar att denna riskökning närmar sig gränsen för vad som kan uppfattats som acceptabelt.

⁵ Som en grov förenkling använder vi i detta räkneexempel basrisken för 30-74 åringar. Vi väljer denna avgränsning för att ta viss hänsyn till (1) att den relativa riskförhöjningen bland unga spelar liten roll för den genomsnittliga riskförhöjningen sammantaget, eftersom basrisken för dödsfall är låg hos unga, och (2) att riskförhöjningen för för tidig död i de äldsta åldrarna bör ges något mindre vikt – eftersom den innebär färre förlorade levnadsår än förtida död hos yngre.

Om samhället anser att den individuella riskökningen för tunnelpendlare skall behandlas på samma sätt som riskhöjningen för boende i radondrabbade bostäder, förefaller det alltså svårt att för Förbifart Stockholm motivera högre riktvärden än det strängaste av dem vi undersökt (eftersträvad maxhalt 1000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ NOx, medelhalt 1145 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ NOx under maxtimmen). Även med detta stränga riktvärde blir nämligen riskhöjningen för en daglig pendlare – som åker i tunneln under de mest ogynnsamma omständigheterna – betydligt högre än vad som accepteras när det gäller radon (7% jämfört med 2,6%).

En annan relevant jämförelse skulle naturligtvis kunna vara att utgå från de miljökvalitetsnormer som fastställs när det gäller luftkvalitet i gaturum. Det gränsvärde som angetts där (dygnsmedelvärde för PM 10 > 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, accepteras högst 35 dagar om året) har satts så att det ger 3 % ökad risk för dödsfall för den som vistas varaktigt i miljön. Även i denna jämförelse kan vi alltså konstatera att även det strängaste av de hypotetiska riktvärden vi undersökt kommer att ge betydligt större negativ hälsopåverkan för en regelbunden pendlare, än den hälsopåverkan som bedömts som oacceptabel i andra sammanhang (här: miljökvalitetsnormen för utomhusluft).

6 SAMLAD ANALYS OCH SLUTSATSER

Denna utredning har sin bakgrund i flera myndigheters önskan om en mer enhetlig hantering av frågor som berör hälsokonsekvenserna av förorenad luftkvalitet i tunnel. Variationen mellan hur frågan och regleringen hanterats hos olika myndigheter, och i olika delar av landet (för olika tunnlar) har upplevts som alltför stor. Om myndigheterna väljer att avstå från att standardisera hanteringen med hjälp av någon typ av nationellt riktvärde, eller nationellt fastställd metod för hur riktvärdet skall sättas, kommer denna otydlighet och osäkerhet rimligen att fortsätta att råda.

De ursprungliga förväntningarna kan därför ha varit att utredningen skulle landa i ett gemensamt riktvärde för den maximala halten luftföroreningar, och att detta riktvärde sedan skulle kunna användas som mål för styrningen i landets alla tunnlar, och garantera en sorts rättvis likformighet när det gäller vilka negativa konsekvenser som tillåts till följd av bristande luftkvalitet.

Vår analys har emellertid visat, att oavsett hur riktvärdet utformas, kommer likformighet i ett avseende (till exempel vilken risk som skall tillåtas drabba den som regelbundet reser i tunneln under ogynnsamma förhållanden), oundvikligen att medföra stor variation i något annat avseende (till exempel hur stora samhällsresurser som avsätts för att rädda ett "statistiskt liv" i olika tunnlar).

I denna studie har vi genom bland annat litteraturstudier breddat diskussionen till att omfatta såväl risketiska perspektiv, samhällsekonomiska avvägningar som fördelningsaspekter och visat hur de kan komplettera, men delvis också konkurrera, med varandra. Detta har gjort att vi fångat upp ett antal nödvändiga men även utmanande frågeställningar som inte i någon större grad hanterats i tidigare forskningsprojekt inom området. Ett viktigt resultat från denna utredning är just att lyfta upp sådana avvägningar inför eventuellt kommande beslut om ett riktvärde.

Ofullständig kunskapsbild om hälsoeffekter trots omfattande forskning medför att flera känsliga antaganden måste göras för att kunna uppskatta och värdera de hälsorelaterade effekterna av att införa ett visst riktvärde. Sådana antaganden avser t.ex i vilken utsträckning man kan dra slutsatser av de långsiktiga effekterna av kortvarig exponering för höga halter (i tunnel), från studier som observerat motsvarande effekter av mer långvarig exponering för betydligt lägre halter (i inom- och utomhusluft). När det gäller den frågan har vi i vår analys utgått från de inom miljömedicinen etablerade antaganden om att hälsoeffekten är linjärt kopplad till den så kallade årsdos (halt*vistelseid) som individen utsatts för.

Det finns också stora osäkerheter kopplade till trafikanternas beteende (hur används bilventilationen nu och i framtiden? Hur många är de "regelbundna högratifikpendlarna"?)

6.1 VAD VISAR VÅRA RESULTAT SAMLAT?

I detta avsnitt har vi samlat de viktigaste slutsatserna från analysen i tidigare kapitel i punktform:

- Två olika principer kan användas som utgångspunkt för vad som är en samhällsligt acceptabel nivå:
 - De totala aggregerade hälsovinster av att begränsa luftföroreningarna skall överstiga de totala kostnaderna det innebär för samhället – det utilitaristiska perspektivet (representeras av den samhällsekonomiska beräkningen)
 - De individuella risker som specifika trafikantgrupper utsätts för får inte vara orimligt stora, även om det innebär en betydande samhällsekonomisk kostnad att åtgärda dem. (Vad som är "orimligt" är en samhällelig avvägning som behöver ta hänsyn till en lång rad faktorer kring riskens karaktär och det sammanhang i vilket den uppstår)
- De viktigaste hälsoeffekterna är sannolikt långtidseffekter av (små) partiklar.
- Det rimligaste värdet att styra mot – sedan man tagit hänsyn till tillgången på effektsamband, och möjligheten att mäta - är dock NO_x
- Eftersom relationen mellan (små) partiklar och NO_x ändras över tid, så kommer ett sådant riktvärde att behöva omprövas efter hand. Man bör i det sammanhanget också ta hänsyn även till relationen till och utvecklingen av halterna av NO₂.
- Det spelar i princip ingen roll om riktvärdet uttrycks som maximala tillåtna värden för segment i tunneln eller som genomsnitt för hela tunneln så länge som den totala hälsopåverkan och ventilationskostnaderna blir jämförbara. I denna studie utgår vi från maximala tillåtna värden för de olika segmenten i tunneln.
- Halten av hälsoskadliga ämnen inne i fordonet är lägre än halten utanför – och den skillnaden är särskilt stor om man begränsar användningen av bilens ventilation. Detta komplicerar analysen på flera sätt
 - Svårt att översätta dos-responssamband - som framförallt baseras på halter utom- och inomhus – till fordonsmiljö
 - Hälsoeffekten av ett visst riktvärde kommer att bero på hur bilförarna använder fläkt under passage i tunneln, och hur bilens filter fungerar
 - Vilken fläktanvändning är rimligt att förvänta sig? (detta antagande har betydelse för utfallet av den samhällsekonomiska kalkylen)
 - Vilken fläktanvändning är rimligt att "kräva"? (detta har betydelse för den rättighetsetiska analysen av vilka riskhöjningar som drabbar frekventa pendlare)
 - Det är dessutom svårt att förutspå den framtida utvecklingen av effektiviteten hos filter i fordon, och därmed vilken halt som kan komma att råda inne i framtidens fordon.
- Många svårigheter med att identifiera hälsosamband vad gäller korttidsexponering för skadliga ämnen. Beräkningar utifrån de antaganden om linjära samband som tillämpas inom miljömedicin

generellt visar dock att samhället kan uppnå mycket stora samlade hälsovinster genom att begränsa halten av skadliga ämnen i tunnel.

- De stora hälsovinstererna uppstår särskilt i långa tunnlar med höga flöden. I detta avseende är Förbifart Stockholm ett extremt exempel.
- I Förbifart Stockholm är det, med tanke på de stora hälsovinstererna, samhällsekonomiskt väl motiverat att tillämpa ett riktvärde som sätts så lågt att det inte fullt ut kan upprätthållas med den installerade ventilationsutrustningen.
 - Trots att det är samhällsekonomiskt lönsamt att upprätthålla ett lågt riktvärde i Förbifart Stockholm, motsvarar den årliga kostnaden för driften av ventilationsanläggningen nära en fjärdedel av Trafikverkets kostnader för "Anläggningsdrift väg".
- Det har varit mycket svårt att få en bild av i vilken utsträckning installationskostnaderna (investering) för tunnelventilation kommer att påverkas av vilket riktvärde som sätts. I Förbifart Stockholm är de hälsovinster som kan uppnås med hjälp av den nuvarande ventilationen dock så stora, att det är rimligt att anta att inte bara driftkostnaderna utan också de extra investeringar i utökad ventilationskapacitet som eventuellt kan ha gjorts (utöver vad som krävs för att uppfylla brandkrav), har varit samhällsekonomiskt väl motiverade.
- Dagliga pendlare som året om utnyttjar Förbifart Stockholm under maxtimmen, och som i hög utsträckning har bilens ventilation igång under tunnelpassagen, kommer att utsättas för en riskökning (ökad risk för förtida död) som är betydligt högre än den som följer av att bosätta sig i ett radonhus med strålning som motsvarar det tillåtna gränsvärdet. Riskhöjningen för tunnelpendlarna blir flera gånger högre än vad som tillåts för boende i radonhus, även om man i Förbifarten skulle tillämpa ett riktvärde som sätts så lågt att det inte fullt ut kan upprätthållas med den installerade ventilationsutrustningen.
- Riskökningen minskar emellertid om användningen av kupéventilation kan begränsas. Att ställa krav på att begränsa användningen av kupéventilation vid färd i tunnel lägger över ansvar för att reducera hälsoriskerna på individen. Om hälsoeffekten avtar linjärt kan tunnelventilering kombinerat med krav på individen göra att riskökningen inte blir högre än för boende i radonhus.

6.2 OLIKA TYPER AV RIKTVÄRDEN

Strävan med att tillämpa ett nationellt riktvärde för tunnelluft är bland annat en önskan om att skapa mer likvärdiga förhållanden, och likvärdiga hälsokonsekvenser, i landets tunnlar. Den ambitionen är dock omöjlig att genomföra fullt ut för alla typer av konsekvenser samtidigt.

Figur 7 i kapitel 2.4 visar att många av riktvärdets konsekvenser alltid kommer att variera mellan olika tunnlar, beroende på tunnelns specifika egenskaper. Detta gäller oavsett hur riktvärdet formulerats eller beräknats.

I Tabell 16 nedan beskrivs fördelar och nackdelar med att låta olika typer av mått vara utgångspunkt för ”standardiseringen”.

Tabell 16. Olika möjliga utgångspunkter för ett standardiserat riktvärde rörande luftkvalitet i vägtunnlar. (Källa: egen bearbetning.)

Alternativ	Mått/enhet	Aspekter att beakta
1. Maxhalt	g/m ³	• Enkelt att mäta (standardiserat) → bra för styrning • Liknar andra riktvärden • Risk för överdimensionering av riktvärdet pga FS långa tunnel längd → potentiellt onödigt låga halter i kortare tunnlar • Medför olika genomsnittshalter, och därmed olika hälsokonsekvenser, i olika vägtunnlar
2. Medelhalt	g/m ³	• Enkelt att beräkna (standardiserat) utifrån mätningar → ganska bra för styrning • Relativt bra koppling till totala hälsoeffekter • Medför olika dos/passage i olika vägtunnlar på grund av olika tunnel längd.
3. Dos/passage (för trafikanter i högttrafik)		• Nästan lika enkelt att mäta och beräkna som alternativ 1 och 2. • Koppling till individuellt hälsoutfall • Har inte med befolkningsdos (spelar ingen roll om det är 1 eller 100 som reser i tunneln) • Medför därför olika totala hälsoeffekter i olika vägtunnlar (på grund av olika trafikflöden)
4. Individuell riskhöjning (för trafikanter i högttrafik)	% ökad risk för förtida död	• Tydlig koppling till individuellt hälsoutfall och ett individuellt rättighetsperspektiv • Svårare att beräkna än 3. • Har inte med befolkningsdos (spelar ingen roll om det är 1 eller 100 som reser i tunneln) • Medför därför olika totala hälsoeffekter i olika vägtunnlar (på grund av olika trafikflöden)
5. Totala hälsoeffekter per år	Max X antal förtida dödsfall	• Tar hänsyn till de samlade hälsoeffekterna, motiverar större ventilationsinsatser i tunnlar där många berörs • Omöjligt att mäta direkt • Svårt att beräkna, eftersom man behöver ta hänsyn till att trafiken varierar under dygnet • Lång eftersläpning i styrningen • Medför olika ekonomisk insats per sparad liv i olika vägtunnlar på grund av olika ventilationskostnader • Medför olika individuell risk i olika tunnlar
6. Samhällesekonomisk lönsamhet inkl. ventilationskostnader	T.ex. Nettonytta >0	• Tar hänsyn till både ventilationskostnader och hälsoeffekter • Innebär samma ekonomiska insats per sparad liv i olika vägtunnlar • Omöjligt att mäta direkt • Svårt att beräkna • Lång eftersläpning i styrningen • Medför olika individuell risk i olika tunnlar

6.3 VIKTIGA KUNSKAPSLUCKOR OCH FRAMTIDSFRÅGOR

Utgångspunkten i utredningens beräknade hälsoeffekter är långsiktiga effekter av NO_x, som indikator för trafikens luftföroreningar. Man kan behöva ompröva denna metod i takt med att forskningen går framåt. Med effektsamband för avgaspartiklar/sot skulle beräkningarna i framtiden kunna kompletteras, eventuellt även i kombination med hälsoeffekter av NO₂. Detta skulle ge en mer direkt koppling mellan riktvärde och det som sannolikt är mest hälsofarligt. Forskning pågår just nu och inom några år skulle det eventuellt finnas tillräckligt beforskade effektsamband för att kunna tillämpa i detta sammanhang.

Hälsopåverkan i tunnlar påverkas betydligt av hur stor avskiljande effekt fordonen har. Hur den avskiljande effekten varierar med avseende på fläktinställning, ålder på fordon och andra parametrar skulle kunna utredas vidare för att få en bättre bild av svenska förhållanden. Även den framtida utvecklingen av fordonens avskiljande effekt och filterteknologi är av stor betydelse eftersom avvägningen kring en ny tunnels behov av ventilation bygger på framtida fordonsflotta. Det kan även vara lämpligt att utföra ytterligare studier på exponering i stora fordon vid tunnelpassager. Hur bostäders avskiljande effekt relaterar till fordons avskiljande effekt för olika typer av luftföroreningar är också viktigt för användningen av långsiktiga effektsamband framtagna utifrån studier av urbana bakgrundshalter.

Det råder osäkerheter kring den framtida fordonsflottans sammansättning, både vad gäller andel emissionsfria fordon och vad gäller den tekniska utvecklingen på förbränningsmotorsidan. Detta kan påverka såväl de totala halterna av luftföroreningar som sammansättningen mellan olika typer av föroreningar. Särskilt viktigt blir det att följa upp relationerna mellan luftföroreningar när man, som vi här gör, använder en förorening som indikator för andra.

Dokumentation saknas idag om kostnader för investering och underhåll av ventilationsanläggningar i vägtunnlar. Mot bakgrund av att driften av ventilationssystemen i enskilda tunnlar kan ta i anspråk en betydande del av framtida driftsbudgetar talar bristen på underlag för ett behov av fördjupade studier. Detta i syfte att förstå sambanden mellan kostnader i investerings- respektive driftsskedet. Något som är viktigt, dels för väl avvägda beslut i projekteringsskedet, dels för möjligheten att göra samhällsekonomiska kalkyler.

Det finns också begränsad kunskap om det "generella" sambandet mellan NO_x-halten och ventilationskostnader (investering och drift), det vill säga hur sambandet beror av tunnelutformning och trafikens omfattning (emissionerna). När det gäller den samhällsekonomiska analysen har vår analys därför helt fått luta sig mot hur det sambandet ser ut i den extrema Förbifarten.

6.4 REKOMMENDATION

- *Vilka principer skall styra vilka halter som tillåts?*

Vi rekommenderar att luftkvaliteten i varje tunnel styrs med hänsyn till två olika principer. Det lägsta av de riktvärden som följer av respektive princip bör tillämpas i utformning och styrning av ventilationen:

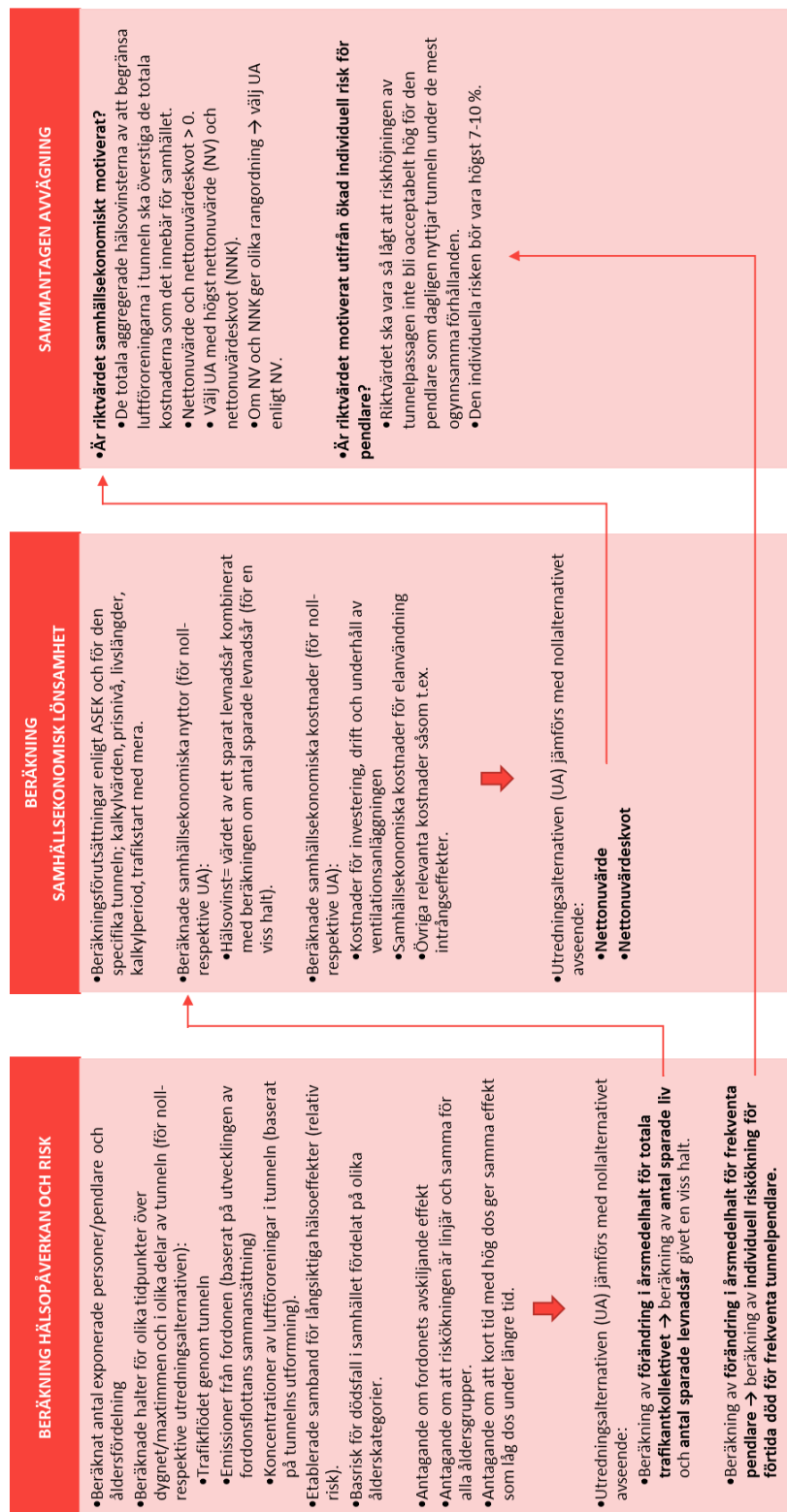
För det första ska riktvärdet vara så lågt att riskhöjningen på grund av tunnelpassagen inte blir oacceptabelt hög för den pendlare som dagligen nyttjar tunneln under de mest ogynnsamma omständigheterna. (Ett förslag till vad som skall betraktas som "oacceptabelt stor riskhöjning" är att en regelbunden tur- och returesa under maxtimmen i ett år inte bör ge mer än 7-10% höjning av risken för för tidig död). Detta ger en övre gräns för riktvärdet.

För det andra skall man välja ett lägre riktvärde än det som följer av ovanstående om det är samhällsekonomiskt motiverat med tanke på de totala långsiktiga hälsovinster som kan uppnås för trafikantkollektivet som helhet.

I Tabell 17 nedan redovisas en principiell skiss över de indata och antaganden som ligger till grund för rapportens beräkningar av hälsoeffekter, individuell risk och samhällsekonomisk lönsamhet. Resultaten från dessa beräkningar ligger i sin tur till grund för den sammantagna avvägningen enligt de två styrande principerna ovan.

Information om de faktiska indata som har använts i beräkningarna finns i avsnitten 3.6.6 (Sammanfattning antaganden och indata), 4.1 (Beräkningsförutsättningar), 5.1 (Trafikantgrupper), 5.2 (Utvärdering utifrån hälsorisk) samt i två excelark med uträkningar beträffande hälsoeffekter respektive samhällsekonomi vilka har levererats till beställarna tillsammans med denna rapport.

Tabell 17. Principiell skiss över indata och antaganden som grund för beräkningar och sammantagen avvägning i rapporten. (Källa: egen bearbetning.)



- *Vilket ämne skall riktvärdet gälla?*

Vi har konstaterat att det rimligaste - med hänsyn till tillgången på effektsamband, och möjligheten att mäta – är att låta riktvärdet baseras på halten NO_x. Detta trots att det mesta tyder på att det framförallt är små avgaspartiklar som medför hälsorisk för trafikanterna, och inte halten NO_x i sig. Eftersom NO_x alltså här främst används som indikator för andra luftföroreningar, bör riktvärdet omprövas löpande, bland annat med hänsyn till att relationen mellan NO_x och avgaspartiklar förändras till följd av teknisk utveckling. Även kopplingen till NO₂ bör följas.

- *Hur bör riktvärdet ta hänsyn till att halten varierar i tunneln?*

De långsiktiga hälsoeffekterna dominerar över de kortsiktiga. Avgörande för de långsiktiga individuella hälsokonsekvenserna av en tunnelpassage (t ex riskökningen för pendlare) är den totala dosen som den enskilda trafikanten utsätts för under hela passagen. Därför anser vi att det är rimligare att låta medelhalten i tunneln vara avgörande. Medelhalten kan beräknas antingen för maxtimmen (för bedömningen av riskhöjning för individuella pendlare), eller, för beräkning av de totala hälsokonsekvenserna, den medelhalt som medeltrafikanten möter (trafikantviktat medelvärde).

Detta hindrar inte att själva styrningen rent tekniskt görs i förhållande till en rekommenderad maxhalt som upprätthålls i varje tunnelsegment. Den styrande maxhalten bör dock sättas utifrån överväganden om hur värdet i sin tur påverkar den medelhalt som högtrafikspendlarna, respektive medeltrafikanterna, utsätts för.

Man skulle i tillämpningen av ett riktvärde kunna ge möjlighet att välja olika mått i olika tunnlar, dvs. att riktvärdet i vissa tunnlar utgår från maximala halter och andra ifrån genomsnittliga halter beroende på vad som är mest praktiskt i det specifika fallet.

- *Vilka vägtunnlar ska riktvärdet omfatta?*

Enligt TSFS 2015: 27 behöver det inte finnas ett mekaniskt ventilationssystem för vägtunnlar som är kortare än 1000 meter och som har ett trafikflöde under 4000. Vi har utgått från att riktvärdet ska upprätthållas med hjälp av mekanisk ventilation. Därmed blir det bara relevant att fastställa riktvärden för tunnlar med mekanisk ventilation med hjälp av vår metod.

De principer vi föreslår (samhällsekonomi + begränsa individuell riskökning) bör i och för sig kunna vara rimliga utgångspunkter för att sätta riktvärden för alla tunnlar. Det torde dock vara osannolikt att korta tunnlar med lägre trafikflöden kommer att uppnå kritiska halter. Det är rimligt att anta att det är därför som kortare tunnlar borttagits från kraven på mekanisk ventilation.

Om framtida kunskap visar på att även kortare tunnlar med lägre trafikflöden uppnår kritiska halter, så behöver man ta fram en modell som kan beräkna de samhällsekonomiska kostnaderna av tunnelavstängningar för att kunna fastställa ett riktvärde på samhällsekonomisk grund även för sådana tunnlar.

- *Hur generellt kan riktvärdet hållas?*

Båda de principer som vi rekommenderar leder till att riktvärdet bör variera mellan tunnlar.

När det gäller den första principen, riskökningen för regelbundna pendlare, så styrs den av *dosen* – det vill säga både själva halten, och tunnelns längd (eller, mer exakt: vistelsetiden i tunneln). I en lång tunnel där trafikanterna vistas länge krävs därför ett lägre riktvärde än i en kort tunnel, om den individuella riskökningen ska hållas på samma "acceptabla" nivå. Enligt den här principen bör riktvärdet i en enskild tunnel sättas omvänt proportionellt mot tunnelns längd. Enligt denna princip kan en hypotetisk tunnel som är 1,6 km lång alltså tillåtas ha 10 gånger så hög medelhalt under maxtimmen, som den som behöver upprätthållas i den 16 kilometer långa tunneln i Förbifart Stockholm.

Man skall dock komma ihåg att den andra principen (samhällsekonomisk lönsamhet) kan motivera strängare krav. För den principen finns inte heller något generellt samband mellan tunnellängd och "acceptabel" medelhalt, eftersom tunnellängden påverkar såväl kostnads- som nyttosidan av kalkylen.

Därför uppstår angelägna följdfrågor utifrån resonemanget ovan. I) Är det överhuvudtaget relevant att beakta det individuella riskperspektivet när det gäller att fastställa ett tunnelspecifikt riktvärde för kortare tunnlar? II) Bör infrastrukturhållare i förlängningen planera och projektera så att pendlare längs en naturlig rutt sammanlagt endast passerar kortare tunnelavsnitt för att på så sätt begränsa den individuella hälsopåverkan till följd av bristande luftkvalitet? Denna studie har inte fördjupat sig i dessa frågeställningar, men vi ser att det är betydelsefulla aspekter för beställarna att hantera i den fortsatta beslutsprocessen rörande ett nationellt riktvärde för luftkvalitet i vägtunnlar, och tillämpningen av ett sådant värde i vägplaneringen..

Vidare finns en särskild komplikation gällande när det är rimligt att förvänta sig att många pendlare kommer att utnyttja flera tunnlar i följd (till exempel förslaget till Östlig Förbindelse). I de fallen blir det naturligt att i det individuella riskperspektivet inte bara beakta den hälsopåverkan pendlarna utsätts för av att passera en enskild tunnel, utan istället utgå från den dos och riskförhöjning som följer av alla tunnelpassagera sammantaget.

När det gäller den andra principen: det samhällsekonomiska kalkylresultatet, finns ännu större skäl att basera analysen på de specifika förutsättningarna i varje tunnel. För en och samma haltnivå kommer kalkylutfallet nämligen att variera mellan olika tunnlar på ett sätt som är svårt att förutse utan separata beräkningar. Det beror på att såväl nyttosidan (antalet sparade levnadsår) som kostnadssidan (ventilationskostnaderna) av analysen påverkas av tunnelspecifika egenskaper som trafikens omfattning och tunnelns utformning.

Båda de principer som vi rekommenderar leder alltså till att riktvärdet (oavsett om det uttrycks som maximal halt i en viss punkt eller medelhalt för hela tunneln) bör variera mellan tunnlar. I beräkningen av vilket specifikt värde som skall tillämpas i styrningen för en viss tunnel kan man däremot tillämpa samma beräknings- och analysmetoder, och samma kalkylvärden, som har tillämpats för beräkningarna för vår fallstudie Förbifart Stockholm. I

den meningen har vår begränsade fallstudie ändå genererat generell kunskap, både när det gäller beräkningen av den individuella risken för högfrekventa pendlare (baserad på medelhalten under maxtimmen), och de olika delkalkyler av nytto- och kostnadsposter som ingår i den samhällsekonomiska analysen.

- *Vad kommer de föreslagna principerna att innebära jämfört med den styrning som tillämpats hittills?*

I Förbifart Stockholm, som vi studerat i detalj, vore det – ur både samhällsekonomiskt och rättighetsetiskt perspektiv - rimligt att tillämpa ett riktvärde som är så lågt att det inte fullt ut kan upprätthållas med den befintliga ventilationsutrustningen. Enligt underlagsberäkningarna går det inte att uppnå en lägre maxhalt än 1 789 $\mu\text{g NO}_x/\text{m}^3$ i den mest utsatta delen av tunneln. Omräknat som medelvärde för hela tunneln innebär detta en medelhalt under maxtimmen på ungefär 1 145 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Att tillämpa ett så lågt riktvärde i Förbifart Stockholm skulle medföra ventilationskostnader som är så höga att de spontant har betraktats som "orimliga" av branschföreträdare. Detta tyder på att det kan komma att krävas avsevärt förankringsarbete innan man når allmän acceptans i branschen för de riktvärden som är motiverade utifrån de principer vi rekommenderar. En ytterligare konsekvens av ett nytt riktvärde är att beslutsfattarna vid prioriteringen av framtida förslag om tunnelutbyggnad bör ta hänsyn även till de driftskostnader som det kommer att medföra att upprätthålla halter under riktvärdena. Detta kan leda till att framtida tunnelbyggnader, särskilt när det gäller långa tunnlar, visar sig ge sämre samhällsekonomisk lönsamhet än vad tidigare uppskattningar har indikerat.

En sammanställning av de halter som uppmätts i Söderledstunneln och Södra länken i Stockholm (se avsnitt 3.2) indikerar att medelhalten under dygnets värsta timme tycks ligga runt 3000 - 3500 $\mu\text{g NO}_x/\text{m}^3$ i de tunnarna. Eftersom tunnarna bara är några kilometer långa (1,5 respektive 3,9 km), kommer den typiska vistelsetiden i dessa tunnlar vara mycket kortare än vistelsetiden i den extremt långa Förbifart Stockholm. Därför blir årsdosen NO_x för frekventa pendlare i dessa andra tunnlar, trots de relativt höga halterna, ändå inte högre än den som skulle drabba pendlare i Förbifart Stockholm, även om man där skulle styra mot det lägsta av de riktvärden vi undersökt. Det är alltså rimligt att tro att det bara är för riktigt långa tunnlar, som vår rekommenderade rättighetsprincip - att riskökningen för förtida död för frekventa pendlare bör begränsas till högst 7-10% - kommer att ställa större krav på ventilation än de som tillämpas redan idag.

När det gäller den kompletterande samhällsekonomiska principen är det svårare att förutsäga hur den kommer att slå i andra tunnlar. Såväl antalet berörda som emissionsnivåerna och ventilationskostnaderna – som alla påverkar det samhällsekonomiska utfallet - kommer normalt att skilja sig från vad som gäller i Förbifart Stockholm. Det är därmed svårt att förutse vad den sammantagna effekten på rekommendationerna blir, jämfört med de riktvärden som tillämpas för dagens styrning där ingen explicit hänsyn tas till samhällsekonomin.

- *Hur bör man ta hänsyn till att bilens ventilation har en avgörande betydelse för dosen och hälsopåverkan?*

Forskningen visar entydigt att frågan om hur trafikanterna använder bilens ventilation när de passerar tunneln, har stor betydelse för den samlade hälsopåverkan de utsätts för. Det är emellertid svårt att fastslå exakt hur stor påverkan är, eftersom fordonets avskiljande förmåga är olika för olika typer av hälsoskadliga ämnen, och varierar mellan olika typer av fordon.

Vi rekommenderar framförallt att berörda myndigheter överväger att i sin regelgivning medverka till att trafikanterna begränsar användningen av bilens ventilation under passage i tunnel. Möjliga vägar för sådan påverkan kan vara regler kring obligatorisk information vid tunnelmynningar, respektive nya kunskapskrav i körkortsproven. Att bilisterna själva minskar användningen av bilens fläkt är ett mycket kostnadseffektivt sätt att begränsa hälsopåverkan från tunnelpassagen. En frekvent pendlare kan genom att minska sin användning av bilens ventilation från 75% till 25%, minska den individuella riskhöjning som tunnelpendlingen innebär med två tredjedelar. Om det riktvärde vi rekommenderar för Förbifart Stockholm tillämpas så innebär den enkla åtgärden att reducera fläktanvändningen ensam att pendlarens individuella riskhöjning går från 7% ner till dryga 2%. Med hjälp av den kombinerade åtgärden lågt riktvärde och begränsad fläktanvändning, kan riskhöjningen därmed begränsas så att den hamnar i nivå med de riskhöjningar som man bedömt som acceptabla för den som bosätter sig i radonhus.

Frågan om på vilket sätt bilens ventilation skall påverka själva riktvärdet är däremot mer komplicerad. Frågan har koppling till båda de perspektiv som vi rekommenderar. När det gäller rättighetsperspektivet (Riskhöjning för frekventa pendlare < 7-10%) förefaller det tveksamt att anse att rättigheterna enbart bör tillämpas för de pendlare som själva "bidrar" genom att begränsa fläktanvändningen till ett minimum. Detta eftersom kunskapen om sambandet mellan fläktanvändning och hälsorisker än så länge är så lite spridd bland befolkningen att tillämpningen knappast ännu kan anses vara en naturlig del av ett individuellt ansvarstagande.

När det gäller den samhällsekonomiska analysen handlar frågan inte om individens eget ansvar. Utifrån den utilitaristiska principen bör avvägningen mellan ventilationskostnader och hälsovinster baseras på de hälsovinster samhället kan förvänta sig. Det vill säga beräkningarna skall göras utifrån realistiska förutsättningar kring trafikanternas verkligt förväntade ventilationsanvändning. Om många trafikanter framöver spontant begränsar användningen av bilens ventilation, innebär det att hälsovinster av att hålla halten låg i tunnelluften blir lägre. De beräkningar (känslighetsanalyser) som vi genomfört för Förbifart Stockholm tyder dock på att det är samhällsekonomiskt motiverat att tillämpa ett så lågt riktvärde som möjligt, även om en betydande del av trafikanterna skulle välja att begränsa användningen av bilens ventilation.

BILAGA 1: KONSEKVENsutREDNING VID REGELGIVNING

I denna bilaga ges en introduktion till den svenska förordningen 2007:1244 om konsekvensutredning vid regelgivning, vilken ska ligga till grund för myndigheters beslut om föreskrifter. I bilagan beskrivs även skillnaderna mellan begreppen riktvärde, gränsvärde och norm samt exempel på tidigare beslut om sådana inom miljö och hälsa. Slutligen belyser bilagan viss kritik som har riktats mot användningen av förordningen om konsekvensutredning.

1. FÖRORDNING OM KONSEKVENsutREDNING

EU och OECD har under en längre tid bedrivit arbete med att utveckla konsekvensanalyser som grund för politiska beslut. Samhällsekonomisk analys och redovisning av fördelningseffekter är centrala i detta arbete. Inom EU bestämdes år 2003 att lagstiftningsförslag och materiella ändringar ska konsekvensbedömas som ett stöd i beslutsfattandet inom parlamentet, rådet och kommissionen.

I Sverige ska enligt förordning 2007:1244 en konsekvensutredning genomföras innan en myndighet beslutar om föreskrifter eller ger allmänna råd. Det betyder att ett beslut om lämpligt riktvärde ska föregås av en konsekvensutredning. En konsekvensutredning är ett strukturerat sätt att utreda och redovisa hur nya eller ändrade regler påverkar olika aktörer och samhället som helhet. Det är viktigt att göra en konsekvensutredning innan en åtgärd genomförs för att på ett transparent sätt undersöka om de föreslagna reglerna är dels ändamålsenliga, dels kostnadseffektiva. Görs utredningen i ett sent skede riskerar den att förlora sitt syfte.

Idag är det Tillväxtverket med stöd av Ekonomistyrningsverket som har det huvudsakliga ansvaret för metodutveckling, rådgivning och utbildning med anledning av denna förordning. Inom Tillväxtverket finns Regelrådet vars uppgift är att granska och yttra sig över kvaliteten på konsekvensutredningar till författningsförslag som kan få effekter av betydelse för företag (Tillväxtverket, 2018)

I förordningens sjätte paragraf anges de olika stegen som en konsekvensutredning bör innehålla, se Figur 18. Som ett första steg ska en beskrivning göras av problemet samt vad man vill uppnå med regleringen. Därefter redovisas vilka alternativa lösningar som finns för det man vill uppnå och vilka effekterna blir om någon reglering inte kommer till stånd. I ett tredje steg anges vilka som berörs av regleringen och i vilken omfattning. En del aktörer kommer påverkas direkt, andra indirekt. Mer specifikt kan det till exempel vara individer, hushåll, djur, organisationer, företag, kommuner och myndigheter som påverkas av regleringen. Steg fyra omfattar uppgifter om de bemyndiganden som myndighetens beslutanderätt grundar sig på. Vidare i steg fem ska uppgifter redovisas om vilka kostnadsmässiga och andra konsekvenser regleringen medför samt en jämförelse av konsekvenserna för de övervägda regleringsalternativen. I steg sex görs en bedömning av om regleringen överensstämmer med eller går utöver de skyldigheter som följer av Sveriges anslutning till Europeiska unionen, och slutligen i steg 7

redovisas om särskilda hänsyn behöver tas när det gäller tidpunkten för ikraftträdande och om det finns behov av speciella informationsinsatser.

1. Problem och mål	• Beskrivning av problem och vad man vill uppnå
2. Alternativa lösningar	• Alternativa lösningar samt effekter om någon reglering inte kommer till stånd
3. Vilka berörs	• Uppgifter om vilka som berörs av regleringen
4. Myndighetens befogenheter	• Uppgifter om de bemyndiganden som myndighetens beslutanderätt grundar sig på
5. Identifiera konsekvenser	• Vilka kostnadsmässiga och andra konsekvenser regleringen medför och en jämförelse av konsekvenserna för de övervägda regleringsalternativen
6. Överensstämmelse med EU	• Bedömning om regleringen överensstämmer med eller går utöver de skyldigheter som följer av Sveriges anslutning till EU
7. Hänsyn till tid	• Behöver speciell hänsyn tas till tidpunkt vid införandet av reglering

Figur 18. Steg i en konsekvensutredning enligt förordning 2007:1244. (Källa: Tillväxtverket, 2018).

Enligt förordningens sjunde paragraf specificeras om och hur regleringen får effekter av betydelse för företags arbetsförutsättningar, konkurrensförmåga eller villkor i övrigt. Det handlar exempelvis om hur många företag som berörs, vilka branscher, vilken tidsåtgång och vilka kostnader som regleringen medför för företagen (inte minst små företag).

Om föreskrifter kan få effekter för kommuner och landsting ska konsekvensutredningen, enligt paragraf åtta, även innehålla en redogörelse för de överväganden som myndigheten gjort enligt 14 kap. 3 § regeringsformen. Om föreskrifterna även innebär förändringar av kommunala befogenheter eller skyldigheter, respektive grunderna för kommunernas eller landstingens organisation eller verksamhetsformer, ska en beräkning göras av de kostnader och intäkter som följer av förändringarna.

2. VAD ÄR GRÄNSVÄRDE, RIKTVÄRDE OCH NORM

För att reglera kemiska ämnen används olika begrepp för att styra vilka halter som tillåts eller godtas⁶. Värdena är antingen rekommenderade eller reglerade. Det senare innebär att värdena *måste* följas.

Gränsvärde: värde som anger den högsta (eller lägsta) halt av ett miljöskadligt ämne som är tillåtet eller rekommenderas

Riktvärde: värde som anger godtagbar halt av ett miljöskadligt ämne

Norm: värde som anger en kvalitetsstandard som ska eller bör uppnås

Ibland används även begreppet *tröskelvärde*. Tröskelvärden beskriver den nivå som orsakar en så stor effekt att naturen inte längre kan bekämpa störningen. Det föreligger en tröskeleffekt när det sker en språngvis ökning av skadan samtidigt som den orsakande faktorn endast ökar lite grand. Gradvis miljö- eller hälsopåverkan som inledningsvis inte har givit upphov till betydande negativa effekter kan alltså vid en viss ackumulerad nivå eller "tröskel" få stora effekter som följd. Om gräns- och riktvärden sätts utifrån ett

⁶ Det finns även andra miljöskadliga företeelser som behöver regleras via gräns-, riktvärden eller normer. T.ex. regleras buller genom olika nivåer på tillåten decibel.

naturvetenskapligt perspektiv, är det troligt att ett sådant tröskelvärde väljs som gräns.

Däremot är det inte säkert att den naturvetenskapliga tröskeleffekten uppstår vid samma nivå som en eventuell samhällsekonomisk tröskeleffekt. För samhället kan stora kostnader uppstå för att uppnå halter som är både lägre och högre än den som naturvetenskapen rekommenderar. Därför är det viktigt att konsekvensutredningen som görs i samband med regelgivningen belyser ett brett spektrum av effekter och för hela samhället. I slutändan är konsekvensutredningen ett av beslutsunderlagen för att ta beslut om hur en ny reglering bör utformas. Beslutsfattare kan bestämma att andra mål än samhällsekonomisk effektivitet är överordnade och att till exempel premiera minskade hälsorisker.

Ur beslutssynpunkt spelar det ingen roll om det är ett gränsvärde, riktvärde eller norm som den nya regleringen avser. Viktigt är dock att det finns en konsekvensutredning som ger ett robust underlag alternativa lösningar.

3. TIDIGARE BESLUT OM RIKT- OCH GRÄNSVÄRDEN

I det här avsnittet görs en kort genomgång av ett urval av tidigare myndighetsbeslut rörande rikt- och gränsvärden inom miljö och hälsa. Myndigheter som rekommenderar rikt- och gränsvärden för luftkvalitet är bland annat Arbetsmiljöverket, Naturvårdsverket, Folkhälsomyndigheten och Boverket.

3.1. Hygieniska gränsvärden

Arbetsmiljöverket använder begreppet hygieniska gränsvärden, vilket är den högsta godtagbara halten av ett ämne i luften på en arbetsplats. Hygieniska gränsvärden gäller för damm, rök, dimma, gas och ånga och berör alla verksamheter där luftföroreningar förekommer eller bildas. Värdena är uppdelade i tre olika kategorier; hygieniskt gränsvärde, nivågränsvärde och korttidsgränsvärde. Nivåerna skiljer sig beroende på hur strikt de ska efterlevas och i vilken utsträckning individer exponeras för luftföroreningarna. Det första, *hygieniskt gränsvärde*, är en gräns för genomsnittshalten av en luftförorening i inandningsluften beräknat som ett tidsvägt medelvärde. Det andra, *nivågränsvärde*, är ett gränsvärde för exponering under en arbetsdag (8 timmar). Värdet är bindande och får inte överskridas. Det tredje, *korttidsgränsvärdet*, är ett gränsvärde för exponering för en referensperiod om 15 minuter. Värdet kan vara antingen bindande eller vägledande. Om det är bindande får det inte överskridas.

De nu gällande gränsvärdena är från år 2015, men Arbetsmiljöverket lämnade i april 2017 ett nytt förslag till föreskrifter och allmänna råd om hygieniska gränsvärden. Förslaget godkändes i juni 2017. De nya värdena är baserade på ett EU-direktiv och förväntas träda i kraft den 21 augusti 2018. Beträffande gränsvärden för underjord- eller tunnelarbete träder gränsvärdena för kvävemonoxid och kolmonoxid i kraft först den 21 augusti 2023.

Tabell 18. Gällande gränsvärden enligt AFS 2015:7 och förslag till nya gränsvärden. (Källa: Arbetsmiljöverket, 2015).

Ämne	Nivågränsvärde		Kortidsgränsvärde	
	ppm 2015; 2017	mg/m ³ 2015; 2017	ppm 2015; 2017	mg/m ³ 2015; 2017
Kvävemonoxid	25; 2	30; 2,5	50; -	60; -
Kvävedioxid	2; 0,5	4; 0,96	5; 1	10; 1,9
Kolmonoxid	35; 2	40; 23	100; 100	120; 117

Vid framtagandet av de nya gränsvärdena gjordes en konsekvensutredning (Arbetsmiljöverket, 2017). I konsekvensutredningen redogörs för komplexiteten i att kartlägga konsekvenserna av ett ämne på grund av bristfälliga kunskaper om i vilken utsträckning som personal exponeras för ämnet. De som anses beröras av de nya gränsvärdena är arbetstagare, företag, kommuner och landsting. Det framgår inte tydligt i utredningen hur hälsorisker och hälsoeffekter har värderats eller hur konsekvenser för hälsa har beaktats. Vidare ges inte något alternativt förslag till gränsvärdena med motiveringen att Arbetsmiljöverket i sådant fall inte lever upp till de krav som EU ställer, något som kan ge böter. I enlighet med förordning 2007:1244 har fokus lagts på konsekvenser för företag.

De kostnader som redovisas är framförallt engångskostnader. Dessa uppges framförallt vara kostnad för exponeringsbedömningar, exponeringsmätningar och tekniska åtgärder. Mindre kostnader är exempelvis uppdatering av säkerhetsdata bland företag där ämnena används.

Utöver de ämnen som berörs av regleringen ovan har Arbetsmiljöverket valt att ändra och införa gränsvärden även för några andra ämnen. Ändringarna beror bland annat på nya vetenskapliga rön samt additiva effekter med ämnen som finns med i tabell 1 ovan. Följaktligen kan vi konstatera att det är de naturvetenskapliga effekterna (tröskeleffekter) som ligger till grund för reglerings-besluten, snarare än ett bredare konsekvensperspektiv och som inbegriper hela samhället så som förordningen (2007:1244) anger.

3.2. Miljökvalitetsnormer för utomhusluft

Vidare har den svenska regeringen utfärdat en förordning med miljökvalitetsnormer (MKN) för utomhusluft (Luftkvalitetsförordningen 2010:477)⁷. Miljökvalitetsnormer är ett juridiskt styrmedel som regleras i miljöbalken femte kapitel. Med utomhusluft avses enligt förordningen utomhusluft, med undantag för arbetsplatser samt vägtunnlar och tunnlar för spårbunden trafik. Specifikt finns miljökvalitetsnormer för kvävedioxid/kväveoxider, partiklar (PM10/PM2.5), marknära ozon, bensen, kolmonoxid, arsenik, kadmium, nickel och bens(a)pyren. Syftet med normerna är att skydda människors hälsa.

De hälsorelaterade värdena är bland annat baserade på rekommendationer av Världshälsoorganisationen (WHO, 2005). Värdena har sedan genomgått förhandlingar i EU där man kommit fram till vilka nivåer som är tekniskt och ekonomiskt genomförbara i medlemsstaterna. De förslag på gränsvärden som gavs i Naturvårdsverkets rapport 4925 (1998) kritiserades av regeringen på grund av bristfälligt konsekvensutredning. I det nyare förslaget som presenteras i Naturvårdsverkets rapport 5208 (2002) görs en högst översiktlig utredning av förslagets konsekvenser.

⁷ baseras på EU direktiv 2008/50/EG och 2004/107/EG

Vidare har värdena indelats i tröskelvärde för information respektive larm. I luftkvalitetsförordningen likställs tröskel- och gränsvärden. Tröskelvärde för information syftar till när halter av ozon i utomhusluften är så höga att en kortvarig exponering av ämnet kan orsaka skada hos känsliga grupper i befolkningen. Tröskelvärde för larm syftar till när halter av kvävedioxid, svaveldioxid och ozon är så höga i utomhusluften så att en kortvarig exponering innebär en risk för människors hälsa.

De flesta miljökvalitetsnormer är så kallade gränsvärdesnormer som ska följas, och några andra är målsättningsnormer som ska eftersträvas. Samtliga miljökvalitetsnormer för utomhusluft tillhör någon av dessa två kategorier. Naturvårdsverket är ansvarig myndighet för att normerna följs.

3.3. Riktvärde för inomhusluft: ventilation, fukt och mikroorganismer

Folkhälsomyndigheten har inom ramen för allmänna råd om ventilation (2014:18) angett riktvärden för inomhusluft, vilka syftar till att vara vägledande i arbetet med luftventilation i inomhusmiljöer. Värdena skiljer sig beroende på om byggnaden används som bostad, lokal för skola och barnomsorg eller allmänna lokaler. För fukt och mikroorganismer ges inga konkreta rikt- eller gränsvärden. Myndigheten har istället utfärdat rekommendationer baserat på 9 kap. 3 § samt 26 kap. 22 § miljöbalken (1998:808). Bedömningen av specifika byggnader ska enligt myndigheten göras efter en sammanvägning av samtliga relevanta omständigheter, där hänsyn även bör tas till känsliga personer.

Det framgår inte huruvida en konsekvensutredning har gjorts vid framtagandet av riktvärdena. Enligt uppgift från Folkhälsomyndigheten enheten för miljöhälsa (personlig kommunikation 5 mars 2018) baseras ovan nämnda riktvärden på tidigare framtagna riktvärden.

3.4. Gränsvärde för radon

Boverket, tillsammans med bland annat Socialstyrelsen, har ansvar för rikt- och gränsvärden för radon i inomhusluften. För radon finns ett gränsvärde på 200 Becquerel per kubikmeter (Bq/m³) och värdet får inte överskridas.

Efter rekommendationer från världshälsoorganisationen WHO om att sänka gränsvärdet till 100 Bq/m³ på grund av ett ökat antal fall av lungcancer orsakade av radonhalter under 200 Bq/m³ genomförde Boverket en konsekvensutredning (Boverket, 2010). Utredningen gjordes i samarbete med Arbetsmiljöverket, Livsmedelsverket, Socialstyrelsen, Strålsäkerhetsmyndigheten och Sveriges Geologiska Undersökning. Två enklare konsekvensanalyser genomfördes för att undersöka huruvida de nya kraven var samhällsekonomiskt motiverade. En analys avsåg Socialstyrelsens riktvärde för radon i inomhusluften för befintligt bestånd och den andra analysen omfattade Boverkets gränsvärde vid nybyggnation.

I utredningen vägdes nyttan av att färre personer förväntades drabbas av lungcancer på grund av lägre nivåer av radon i inomhusluften mot kostnaden för sanering. Hälsoeffekten mättes som den reducerade risken att dö i lungcancer, med hjälp av *Värdet av ett Statistiskt Liv* (VSL) (se även bilaga 3). Motivet att använda VSL var att 80 procent av de som insjuknar i lungcancer avlider av sjukdomen. För att skatta hur många färre personer som får lungcancer om radonhalten i inomhusluften sänktes användes

epidemiologiska studier. Kostnaderna för att uppnå ett lägre gränsvärde utgjordes av kostnader för sanering samt ökade underhållskostnader. Det gjordes även en jämförelse av hälsoeffekterna och risken att avlida i lungcancer vid radonnivåer på 100 respektive 200 Bq/m³. Detsamma gjordes för kostnaderna för sanering av bostäder vid respektive radonnivå. Den ekonomiska livslängden för saneringen uppskattades till 20 år, och de använde en kalkylränta på 4 procent.

Konsekvensutredningen visade att det inte var samhällsekonomiskt motiverat att sänka gränsvärdet för radon, vilket fick till följd att den analyserade sänkningen inte implementerades genom reglering.

3.5. Riktvärden för buller

Regler om buller finns i såväl plan- och bygglagen som miljöbalken och förordningar. För olika kategorier av buller finns också riktvärden för bullernivåer vid bostadsbyggnader. I förordningen om trafikbuller vid bostadsbyggnader (2015:216) finns bestämmelser om riktvärden för buller utomhus för spårtrafik, vägar och flygplatser. Förordningen innehåller även bestämmelser när det gäller beräkning av bullervärden vid bostadsbyggnader. Syftet med riktvärdena är att minska de negativa effekter som buller kan ha på hälsa och livskvalitet. Enligt Naturvårdsverket kan buller bland annat ha en tillfällig eller permanent påverkan på människans fysiologiska funktioner, orsaka sömnstörningar samt att barns och hörselnedsatta personers förmåga att kommunicera försvåras i bullrig miljö.

Ljudnivån för riktvärdena anges i måttenheten dBA (decibel A, där A anger att man använt ett filter som efterliknar hörselns känslighet). Riktvärdena formuleras i förordningen som att de "inte bör" överskrida specifika värden. Vidare anges att om bullervärden från spår och vägtrafik ändå överskrider så bör bullernivån i delar av bostaden ändå uppfylla riktvärdena. Undantag från riktvärdena görs för flygplatser som ligger i Stockholms kommun.

Den 11 maj år 2017 beslutade regeringen om en ändring av riktvärdena i förordningen (2015:216). Ändringen innebar en höjning av riktvärden för buller från väg och spårtrafiken från 55 till 60 dBA vid bostadsbyggnads fasad samt från 60 till 65 dBA vid bostadsbyggnads fasad för bostäder upp till 35 kvm. Ljudnivån för en luddämpad sida har inte ändrats och ska även fortsättningsvis vara max 55 dBA. Ändringen innebar inte heller några ändrade krav för ljudmiljön inomhus.

Bakgrunden till höjda riktvärden var bland annat att de bedömdes utgöra ett hinder för att uppnå mål om ökat bostadsbyggande. Innan regeländringen genomfördes en statlig utredning beträffande den dåvarande samordningen av regler för buller (SOU 2013:57). Utredningen innehöll en konsekvensutredning enligt förordning (2007:1244). En del i utredningen var att belysa konsekvenserna av tydligare och generösare regler för riktvärden samt undantag från riktvärden. Som "motalternativ" analyserade utredningen ett scenario där förändrade riktvärden inte skulle genomföras. De som antas beröras av reglerna är byggsektorn, kommunala plan-, bygg-, och tillsynsmyndigheter, länsstyrelser, centrala myndigheter, verksamhetsutövare (industri), infrastrukturhållare och boende. Konsekvenserna för var och en av dessa utreddes. Det framgår av utredningen som att konsekvenser för samtliga aktörer har getts likvärdig vikt. Utredningen föreslog delvis ändrade regler för riktvärden för buller.

4. KRITIK MOT HUR FÖRORDNINGEN ANVÄNDS I SVERIGE

I Sverige har det riktats kritik mot användningen av förordningen om konsekvensutredning vid regelgivning då de utredningar som görs generellt anses vara undermåliga och främst fokusera på konsekvenser för företag. Enligt förordningens sjunde paragraf omfattar effekter på företag exempelvis arbetsförutsättningar och konkurrensförmåga.

Medlemsländernas arbete med konsekvensbedömningar har granskats inom EU och vägledning har tagits fram för att förbättra processen. Syftet med bedömningarna är att reformers effekter på medborgare, näringsliv och offentliga myndigheter, dvs. hela samhället, ska beaktas. Målet är att de förslag som läggs fram ska leda till att politiska mål nås till lägsta kostnad och med största möjliga nytta för hela samhället. I slutändan är det politikerna som väljer vad som ska genomföras, men att ha transparenta beslutsunderlag av god kvalitet är av stor vikt för att rätt beslut ska kunna fattas (Nerhagen, Forsstedt, Hultkrantz 2017)

Nerhagen m.fl. (2017) ger exempel på hur dagens svenska praxis beträffande konsekvensutredningar kan leda till problem i EU:s beslutsprocesser. Genom att Sverige gör konsekvensutredningar i relativt sent skede, försakas därmed möjligheter att förhandla om undantag trots att så kan ha varit befogat. Ett exempel som författarna nämner är Luftkvalitetsdirektivet. I södra Europa är avgasproblemen större på grund av fler bilar och högre befolkningstäthet, men har å andra sidan inte problem med konsekvenser till följd av dubbdäcksanvändning. De nordiska länderna däremot har stora problem med att nå nivåerna i direktivet på grund av slitagepartiklar från dubbdäck. Det finns dock mycket som talar för att de grövre slitagepartiklarna har mindre betydelse för hälsokonsekvenserna än avgaspartiklar. Slitagepartiklarna ger korta episoder av överskridanden. I direktivet ges dock slitagepartiklarna samma vikt som avgaspartiklarna, vilket enligt Nerhagen m.fl. (2017) gör att Sverige kan bötfällas för överskridanden utan att det föreligger hälsokonsekvenser som är jämförbara med de som uppkommer i samband med överskridanden av avgaspartiklar. En konsekvensutredning i tidigt skede hade tydligare kunnat särredovisa skillnaderna och utgöra ett underlag för förhandling om undantag.

I Sverige används förordningen om konsekvensutredningar ofta (för) sent – när beslut om regelgivning (allmänna råd och föreskrifter) ska fattas snarare än i tidigare skeden som belyser alternativ utformning av åtgärden. Dessutom är kraven på konsekvensutredningar hårdare för myndigheter än för regeringskansliet och kommittéer. För Riksdagen saknas helt motsvarande krav på konsekvensutredning. Rätt använd kan konsekvensutredningsmetodiken vara ett stöd i processen med att ta fram föreskrifter. Arbetet behöver därför börja tidigt i beslutsprocesserna när det fortfarande finns utrymme för att formulera olika alternativ. Med en bra problembeskrivning och en god förståelse av hur utvecklingen kommer bli utan nya åtgärder (nollalternativet) kan utformningen av förslagen bli bättre (Nerhagen m.fl. 2017).

Så som förordningen 2007:1244 är utformad läggs ofta tonvikt på konsekvenser för företag. Nerhagen m.fl. (2017) kritiserar dock hur metodstöd och kompetensutveckling getts till myndigheter för att genomföra

detta och menar på att det i praktiken har lett till regelförenklingar till fördel för företag, på bekostnad av en allsidig samhällsekonomisk analys.

Som tidigare redovisats i detta kapitel har underlag för tidigare beslutade gräns- och riktvärden inom miljö och hälsa tagits fram med något olika ansatser och djup. Vi konstaterar vidare att den praktiska tillämpningen av den svenska förordningen för konsekvensutredning i flera fall har konstaterats vara bristfällig. Vanligt förekommande brister är att ett allt för snävt spektrum av effekter belyses såväl som att konsekvensutredningen ofta görs i ett allt för sent skede. Följaktligen är viktiga utgångspunkter för utredningen som redovisas i denna rapport att identifiera och analysera effekter för samhället i stort, samt att om möjligt belysa fler än ett åtgärdsalternativ.

BILAGA 2: MÖJLIGA PRINCIPER FÖR BEDÖMNING AV ACCEPTABEL RISK

Målet för hela WSP:s arbete med den här studien har varit att ta fram ett underlag som gör att beslut kan fattas om ett nationellt *riktvärde* om luftkvalité i vägtunnlar, där riktvärdet fastställs med beaktande av de konsekvenser som följer av att riktvärdet sätts på den nivån. Det har inte varit en del av uppdraget att rekommendera om det ska vara ett riktvärde, eller exempelvis ett mer strikt gränsvärde, som ska fastslås⁸.

För både rikt- och gränsvärden gäller dock att man bedömer att alla risker upp till en viss nivå accepteras, men att risker över denna nivå hanteras som oönskade. I det här avsnittet diskuteras olika utgångspunkter för hur denna tröskel kan definieras.

En grundläggande skillnad mellan olika principer ligger i hur samhället skall balansera mellan:

- enskilda individer - deras upplevelser, intressen och rättigheter
- de aggregerade effekterna för samhället som helhet.

Vid en given halt av luftföroreningar i tunneln kommer den individuella risken att utsättas för skadlig hälsopåverkan att variera mellan olika individer. Om avvägningen görs med tanke på de aggregerade hälsokonsekvenserna i *samhället som helhet*, så kommer alla individer att beaktas i avvägningen, även de som på grund av extrema resvanor eller extrem sårbarhet utsätts för exceptionellt höga risker. Men med en sådan aggregerad avvägning skulle samtidigt en högre halt kunna betraktas som *acceptabel* i miljöer där få trafikanter drabbas, än i miljöer där de berörda kollektiven är större.

Om avvägningen istället baseras på en bedömning av vilka *individuella risker* som skall accepteras, kommer detta att leda till andra knäckfrågor, till exempel vilka grupper av individer (exemplifierat av till exempel olika trafikbeteenden och olika grader av sårbarhet) som skall tillåtas vara dimensionerande. Detta är frågor som behöver hanteras i den fördelningsanalys som bör utgöra en del av beslutsunderlaget.

1. RISKPERCEPTION – VAD UPPFATTAS SOM RISKFYLLT?

Innan en diskussion om vad som är en *acceptabel* risk, är det intressant att fördjupa sig lite i vad som påverkar om en risk uppfattas som hög eller låg.

Inom ekonomisk teori är ett av de grundläggande antagandena att individer agerar rationellt i de val de utsätts för, för att maximera sitt välbefinnande. Så är dock inte fallet i alla situationer. Forskningsfältet riskperception uppkom för att förklara varför (Arbetsmiljöverket 2015)

Nedan sammanfattas olika faktorer som påverkar hur individer uppfattar och förhåller sig till risk, och hur faktorerna kan styra i just vägtunnelmiljöer. Listan på riskperceptionsfaktorer kan såklart göras längre och mer

⁸ Resonemanget i tidigare arbete med luftkvalité i vägtunnlar är att ett riktvärde är det enda rimliga. Om det skulle vara ett striktare gränsvärde, skulle det kunna leda till att tunneln behöver stängas för trafik vid tidpunkter med hög trafikbelastning (för att kunna vådras ur ordentligt). Det skulle leda till att trafiken leds om till ytan och stadsmiljöer där fler blir exponerade för luftföroreningarna. Dessutom har de som blir exponerade i stadsmiljön inte valt att utsätta sig för luftföroreningarna till samma grad som de som kör (eller åker) bil i vägtunneln.

omfattande, men dessa anses utgöra ett representativt urval av de viktigaste mekanismerna. Underlaget är hämtat från Lundin (2018).

Tabellen visar sammanfattningsvis att det i vägtunnelmiljöer både finns faktorer som talar för att en viss individuell risknivå kan uppfattas som mer acceptabel, och faktorer som talar för att den uppfattas som mindre acceptabel än motsvarande nivåer i andra sammanhang.

Tabell 19. Riskperceptionsfaktorer. (Källa: Lundin, J. (2018).)

Riskperceptionsfaktor	Förklaring – hur påverkas uppfattning av risk?	Hur riskuppfattning för hälsopåverkan av luftkvalité i vägtunnlar påverkas	Intresse för projektet
Är risken naturlig eller konstgjord?	För konstruktioner etc. som är byggda av människan är acceptansen för höga risker lägre, än om det vore en risk som uppkom från en naturlig källa.	Eftersom tunneln är man-made innebär det lägre acceptans för högre risk .	Liten
Kunskapen om risken	Möjligheten att uppfatta och förstå risken som en aktivitet innebär påverkar hur vi bedömer risken.	Kunskapen om hur vi påverkas av luftkvalité i vägtunnlar är låg, vilket gör att vi bortser från risken (vi kan helt enkelt inte bedöma den). Det betyder att det kan uppfattas som att vi accepterar en hög risk.	Implementering av ett riktvärde, och en eventuell informationskampanj i samband med implementeringen, skulle höja kunskapsnivån i frågan.
Diskuteras risken och riskens källa i media	Om media väljer att ha fokus på frågorna ökar medvetenheten hos allmänheten, vilket påverkar acceptans för höga risker negativt.	Luftkvalitéfrågor är ibland högt upp på agendan i media då beräkningar av förtida döda etc. ger ett stort genomslag. Mediapublicitet ger en lägre acceptans för högre risk .	Denna faktor kommer bli intressant vid implementeringen av riktvärdet.
Potentialen för katastrofala konsekvenser av aktiviteten	Om risken som aktiviteten innebär skulle resultera i en mycket stor konsekvens, en katastrof, tenderar acceptansen för risk vara lägre än om konsekvensen är liten.	Trots att antalet omkomna sammantaget till följd av bristande luftkvalitet kan vara stort, så sker dödsfallen inte vid ett och samma tillfälle Luftkvalitén i en vägtunnel är därför inget som kommer att uppfattas som en katastrof, vilket betyder att faktorn ger högre acceptans för högre risk .	Liten

Graden av frivillighet av att utsätta sig för risken	Om vi genomför en aktivitet frivilligt, tenderar vi också att acceptera en högre risk med aktiviteten, än om vi <i>måste</i> utföra aktivitet.	Valet att färdas i en vägtunnel är å ena sidan frivilligt, å andra sidan är valmöjligheterna ibland begränsade. Andra resvägar kan ibland vara mycket längre att valet inte är realistiskt. Att färdas med fordon i ytvägmiljö innebär även att andra trafikanter (fotgängare, cyklister etc) utsätts för luftföroreningar).	För projektet om riktvärde i luftkvalité i vägtunnlar finns ett samband mellan dessa tre faktorer. Om nyttan med att färdas i vägtunneln är hög, är sannolikheten att en frivilligt reser i tunneln hög. Båda dessa faktorer ger en högre acceptans för hög risk.
Nyttan av aktiviteten som medför en risk	Om aktiviteten som innebär att en utsätter sig för en risk också innebär en stor nytta för individen, tenderar en också att acceptera en högre risk.	Om resvägen i vägtunneln innebär stora vinster i restid, kommer nyttan att värderas högt jämfört med en alternativa, längre, resvägen. Det skulle innebära en högre acceptans för en högre risk .	
Möjligheten att påverka hur ofta (eller hur länge) aktiviteten kopplad till risk utförs	Individer som utför en aktivitet kopplat till en risk ofta kommer inte acceptera en så hög risk som de individer som utför samma aktivitet mer sällan	Åtminstone i stadsmiljöer är det troligt att arbetspendlare och yrkesförare är typiska grupper som trafikerar vägtunneln mest frekvent, och som därmed kan förväntas betrakta lägre risk för hälsopåverkan (vid enskilda passager) som acceptabel .	I kapitel 5 beskrivs hur risken fördelas över olika grupper av trafikanter
Sårbarheten hos de som exponeras	Olika grupper i samhället är olika sårbara för risker. Exempelvis anses barn, äldre och redan sjuka mer sårbara för risker kopplade till luftkvalité. Om sådana riskgrupper utför aktiviteten kopplad till risken är acceptans för risken lägre.		

2. HUR KAN EN BEDÖMNING AV ACCEPTABEL RISK GÖRAS?

Det finns inga enkla svar på frågan om vad som är acceptabel risk eller någon på förhand given nivå på vilken risk som är acceptabel. Det finns idag ingen definition av *en* acceptabel risk, och ingen "standardmetod" för att hitta den. Istället finns ett flertal ansatser som man skulle kunna utgå ifrån för att hitta den acceptabla risken.

Den enda "absolut säkra" halten av avgaspartiklar är noll. Det är en nivå som gör att vi kan vara helt trygga att trafikanter som vistas i miljön inte alls utsätts för ökad risk att insjukna eller avlida i förtid, oavsett hur ofta eller hur länge de vistas där. Ändå har vi kommit överens om att acceptera hälsofarliga ämnen i våra trafikmiljöer i viss utsträckning, men samtidigt sätta gränser för hur höga dessa halter får vara. Eftersom det lär vara så gott som omöjligt att uppnå en risknivå lika med noll, behöver vi komma överens om vad som skulle kunna vara en acceptabel risk.

När riktvärden fastställs är syftet att beakta samhällsintresset av låga halter och därmed liten hälsopåverkan. Men det kan också vara rimligt att samtidigt beakta de samhälleliga och individuella intressen som hotas om riktvärdena sätts alltför lågt (dålig tillgänglighet, dyra infrastrukturinvesteringar, höga driftskostnader, lågt bostadsbyggande, eller annat). Ett sätt att göra en sådan sammanvägning av nytta och uppoffring är att basera den på den *utilitaristiska* etiken som säger att beslut skall fattas så att de sammantaget, över alla berörda, ger så mycket nytta som möjligt.

Inom riskanalys talar man också om att beslut om risk kan behöva vägledas också av andra etiska förhållningssätt än utilitarism.

Även andra etiska perspektiv, som rättighetsetik eller pliktetik kan alltså vara relevanta. En rättighetsetiker skulle kunna argumentera för att det finns vissa rättigheter (som tillräckligt låga hälsorisker vid bilkörning) som inte får kränkas oavsett vilka uppoffringar det kräver av samhället i övrigt. En pliktetiker kanske skulle säga antingen att vi alla (samhället) har en plikt att rädda så många liv som möjligt, oavsett vilka riskfyllda beteenden individerna gör, eller att enskilda individer har plikt att i första hand göra allt de själva kan för att minska sin risk, innan de kräver skyddsåtgärder av samhället.

När rättigheter (eller plikter) står i motsats till varandra kan dock valsituationer uppstå där en tvingas göra ett val. I ett sådant val kan utilitarismen vara ett bra sätt att komma framåt, även för en pliktetiker (Peterson och Espinoza, 2008).

Som redan konstaterats är det omöjligt att avlägsna alla negativa hälsoeffekter på grund av bristande luftkvalité. Samtidigt har individerna i fordonen i viss mån ett eget val av att utsätta sig för den sämre luftkvalitén – de kan välja att åka tider med mindre trafik, välja andra målpunkter eller att göra andra vägval för att undvika (längre) vägtunnlar – eller begränsa användningen av bilens fläktar när de kör i miljöer med dålig luft. Frågan är alltså bland annat i vilken utsträckning samhället behöver ta ansvar att kompensera för risktagande som individerna i viss mån tycks göra "frivilligt".

När det gäller rättigheter kontra plikter, och frivillighet kontra tvång behöver man också ta hänsyn till hur dessa avvägningar implicit regleras av

"samhällskontraktet" mellan individ och kollektiv. Eftersom samhällskontraktet inte är nedtecknat är det dock inte enkelt att avgöra vilka krav som samhällskontraktet ställer. Därför kan vi behöva använda oss av jämförelser med risknivåer i andra delar av samhället, de risknivåer som följer av tidigare fattade beslut, och individers benägenhet att frivilligt utsätta sig för risker av olika slag för att underlätta beslutet om vad som skall anses vara en "rimlig" nivå på riktvärdet.

Kunskapen om hälsopåverkan är också ofullständig. Även om man kommer överens om vilka principer som skall tillämpas för beslutet kan det sedan vara lika svårt att faktiskt dra en skarp gräns för vilken haltnivå som ger en acceptabel hälsopåverkan enligt den principen. Varje beslut om riktvärde kan därför behöva revideras senare utifrån att forskning om exempelvis hälsorisker går framåt.

En diskussion om vad som är en acceptabel risk behöver alltså utgå från faktorer som antal exponerade, riskens konsekvenser, graden av kontroll över exponeringen med flera, alltså de faktorer som påverkar hur risken uppfattas och värderas, (Kelly, 1991), se diskussion i avsnittet om riskperception (1 i bilaga 2). Men man kan också behöva ta hänsyn till vilka kostnader det kommer att medföra att undvika risken.

Inom det område som kallas riskanalys finns ett flertal olika ansatser som kan användas för att bedöma om en risk är acceptabel ur olika perspektiv. Nedan presenteras sex olika sådana ansatser, samtidigt som vi diskuterar hur respektive ansats skulle kunna användas för att hitta en acceptabel risk för hälsopåverkan av luftkvalité i vägtunnlar.

2.1. Bestämma acceptabel risk med en samhällsekonomisk ansats

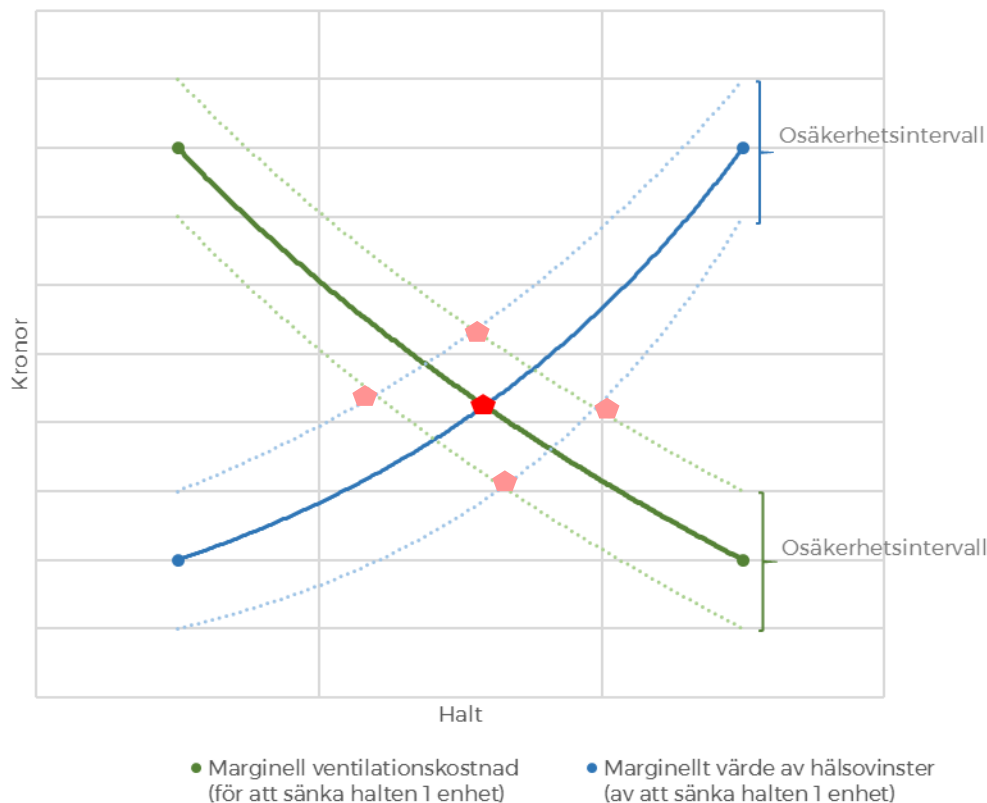
Ett sätt att ta fram underlag för vad som är en för samhället optimal säkerhetsnivå är den samhällsekonomiska ansatsen. Den samhällsekonomiska ansatsen är en mycket konkret tillämpning av utilitarismens principer om det sammantaget bästa.

Att fastställa en acceptabel hälsopåverkan handlar om att bestämma hur mycket risken behöver minska. Riskreduktion är vad som i samhällsekonomisk teori kallas en kollektiv vara. Det innebär att när väl risken reducerats till en acceptabel nivå så går det inte att utesluta någon från att tillgodogöra sig riskreduktionen. Genom att alla har fri tillgång, tillhandahålls kollektiva varor i en alltför liten omfattning i en marknadsekonomi. Det går att tolka som att det är rimligt att det offentliga tar ansvar för att tillhandahålla riskreduktion. Samtidigt finns gränser för mycket riskreduktion som det är rimligt att samhället tillhandahåller: om vi lägger en viss summa på att reducera hälsopåverkan innebär det ju att vi inte kan använda den summan till något annat samhällsnyttigt ändamål.

Utifrån en samhällsekonomisk ansats skulle en optimal nivå på hälsorisk, vara en nivå där ytterligare riskminskning kostar precis lika mycket (marginalkostnaden för ytterligare riskreducerande åtgärder) som den nytta en ytterligare riskminskning genererar i hälsoeffekter.

Optimal betyder i det här fallet att det inte finns någon annan nivå som leder till att fler får sina preferenser tillfredsställda i högre grad. (Peterson och

Espinoza, 2008). En särskild fråga är hur vi skall kunna värdera nyttan av de hälsoeffekter som genereras på samma skala (kronor) som kostnaderna mäts, så att man kan avgöra om de är lika stora. Det teoretiska svaret är att nyttan av hälsovinster skall värderas i kronor utifrån den berörda befolkningens *betalningsvilja*. I praktiken finns det många svårigheter förknippade med att mäta betalningsviljan på ett rättvisande sätt ⁹.



Figur 19. Skiss över hur den samhällsekonomiska ansatsen för att bestämma optimal risk fungerar i teorin. Den rödmarkerade skärningspunkten (med sina motsvarigheter i osäkerhetsintervallens ytterpunkter) markerar den samhällsekonomiskt optimala halten. (Källa: egen bearbetning).

Det är emellertid inte självklart att det är möjligt att hitta exakt det (samhällsekonomiskt) *optimala* riktvärdet. I den teoretiska bilden i Figur 19 har vi till exempel förutsatt att

- Ju lägre halten är, desto dyrare blir det att sänka halten ytterligare en enhet
- Ju lägre halten är, desto mindre hälsovinster genereras av en ytterligare sänkning

Om dessa villkor inte är uppfyllda så är det inte säkert att det går att fastslå någon "optimal" halt för luftföroreningarna

Istället för att söka efter den optimala nivån, kan man betrakta beslutet att fastställa ett riktvärde som ett val mellan två distinkta alternativ för halten luftföroreningar. Antingen gäller nollalternativet – att 'ingenting' görs – eller så upprätthålls det riktvärde som föreslås¹⁰.

⁹ I Bilaga 3 diskuterar vi närmare hur man kan mäta kostnaden för hälsoförluster med hjälp av betalningsvilja.

¹⁰ Mer om nollalternativ och utredningsalternativ diskuteras i kapitel 2 samt bilaga 7.

När det gäller frågan om hur nyttor och kostnader skall värderas och jämföras tar en samhällsekonomisk analys sin utgångspunkt i så kallad välfärdsteori (Hicks, 1939). Det innebär att de olika effekterna värderas och vägs samman utifrån den betalningsvilja som de berörda skulle ha för att uppnå samma nytta.

Med en samhällsekonomisk analys (eller kalkyl) kan man då se till att det samhällsekonomiskt bästa alternativet rekommenderas i valet mellan nollalternativ och utrednings-alternativ (ett förslaget (eller flera förslag) riktvärde (-n)). Däremot kan den samhällsekonomiska analysen inte garantera att riktvärdet motsvarar den samhällsekonomiskt optimala halten – det skulle kunna finnas andra riktvärden som vore ännu bättre ur samhällsekonomisk synpunkt (Boardman, Greenberg, Vining, Weimer, 2011). En samhällsekonomisk analys kan däremot visa om ett alternativ är samhällsekonomiskt lönsamt eller inte.

I en samhällsekonomisk analys jämförs

- de totala extra samhällsekonomiska kostnaderna för att upprätthålla halten enligt riktvärdet (utöver nollalternativets kostnader)
- de totala hälsovinster som genereras av att man väljer det föreslagna riktvärdet

Om hälsovinster är större än (ventilations-)kostnaderna i den jämförelsen, så är det samhällsekonomiskt lönsamt att införa och upprätthålla det föreslagna riktvärdet. I den samhällsekonomiska analysen görs alltså en direkt jämförelse av aggregerade vinster och kostnader för hela samhället.

I kommande avsnitt diskuterar vi frågan om vilka risker som kan anses vara acceptabla ur ett mer individuellt perspektiv. Eftersom den risk som följer av ett visst riktvärde kommer att variera mellan individer, så lämpar sig frågan om individuella risker väl för att hanteras inom den del av konsekvensanalysen som handlar om vilka som berörs, och hur mycket de berörs – den så kallade fördelningsanalysen.

2.2. Benchmark mot liknande typer av risker

Det kan ur etiskt perspektiv vara rimligt att förvänta sig att samhället förhåller sig någorlunda konsistent till de risker som olika individer utsätts för. Detta gäller särskilt om det handlar om risker som är likartade. Risken för ohälsa till följd av bristande luftkvalitet i tunnlar kan till exempel jämföras med

- risken för ohälsa till följd av bristande luftkvalitet i andra miljöer
- risken för ohälsa till följd av andra hot (trafiksäkerhet, brand) som är specifika för tunnelmiljön
- risken för radioaktiva ämnen

Det första av ovanstående kan sägas vara den utgångspunkt som man valde i Trafikverkets tidigare forskningsprogram (genomfört 2012-2016). Man utgick nämligen därifrån att samhället - genom vad miljö kvalitetsnormen (MKN) anger som godtagbar luftkvalitet för utomhusmiljö – fastslagit att det är "oacceptabelt" att den som bor och regelbundet vistas i närheten av hårt belastade vägmiljöer på grund av detta drabbas av en (alltför mycket) ökad risk för ohälsa till följd av luftföroreningar.

MKN:s dygnsmedelvärde för PM 10 är 50 µg/m³, vilket innebär ca 3 % högre risk för dödsfall, än vid låga halter (5-10 µg/m³), accepteras högst 35 dagar om året.

Baserat på denna givna risk beräknades vilka haltnivåer för tunnelluft som det skulle innebära om samhället skulle garantera samma riskförhöjning för den som färdades i tunneln. I forskningsprogrammet prövade man alltså ansatsen att samhället därmed bör betrakta en lika stor riskökning som oacceptabel även om den istället drabbar de trafikanter som regelbundet passerar genom en vägtunnel. Här fanns alltså ingen avvägning mot de samhälleliga uppostringar (till exempel ventilationskostnader) som det skulle krävas för att upprätthålla den föreslagna halten i tunneln, jämfört med motsvarande kostnader för att upprätthålla motsvarande risk i boendemiljön.

Denna utgångspunkt kan sägas vara rimlig, om man utgår från ett skarpt rättighetsperspektiv på vad enskilda individer skall behöva utsättas för. Om vi kommit fram till att medlemmar i gruppen A inte skall behöva utsättas för högre riskökning än en på 1 miljon, så kan det uppfattas som rimligt att samma gräns gäller också för medlemmar i gruppen B.

Men i själva verket innebär ju Miljökvalitetsnormerna mycket olika risknivå för olika personer, beroende till exempel på hur mycket man vistas på andra platser än hemmet, hur mycket man är utomhus, hur sårbar man är, hur god ventilation som huset man bor i är försett med, och så vidare.

Miljökvalitetsnormerna innebär alltså inte att enskilda individer som bor längs belastade vägar garanterats en viss högsta riskökning. Normerna utgör bara ett skydd mot för stora riskökningar för gruppen i medeltal.

Därmed är det inte längre lika självklart att samma genomsnittliga riskökning skall gälla som "acceptabel" för olika grupper: de som bor längs en väg, respektive de som åker genom en tunnel. Inte desto mindre kan det vara relevant att i fördelningsanalysen jämföra de risknivåer som impliceras av ett förslaget riktvärde, med de risknivåer som markerats som acceptabla eller oacceptabla i samband med, till exempel fastslagna miljökvalitetsnormer.

På samma sätt kan det också vara rimligt att jämföra med de risknivåer för dödsfall till följd av brand eller trafikolycka, som tunnelpassagen innebär, till följd av gällande dimensioneringskriterier. Dock är risk för död kopplat till olyckor svårt att jämföra med risk för död kopplat till luftföroreningar i trafiken eftersom att en olycka är en plötslig händelse medan luftföroreningar ackumuleras i kroppen över tid.

Exponering för elektromagnetiska fält (ex. radiovågor från TV- och radiosändningar) kan motiveras som en bättre jämförelse i termer av risk eftersom att individen utsätts för strålning över tid. Dock utsätts inte individen för en dos på samma sätt som vid trafikföroreningar, vilket gör riskerna svåra att jämföra. Risker på hälsa uppstår vid ett specifikt tröskelvärde mätt i megahertz, dvs. innan tröskelvärdet har uppnåtts finns ingen ökning i risk på samma sätt som vid exponering av luftföroreningar.

Vad som däremot kan vara intressant att jämföra med är risknivån kopplat till radon i inomhusmiljö. Radon och luftföroreningar är av samma karaktär, dvs. individen exponeras för en viss dos, dosen aggregeras över tid, och den aggregerade dosen har i sin tur konsekvenser för hälsan.

2.3. Jämförelse med hur individer själva hanterar liknande risker

En annan ansats är att utgå från risker som idag tolereras av individer, i de sammanhang där de själva kan styra över detta. Tillvägagångssättet har exempelvis använts av det amerikanska naturvårdsverket för att sätta gränsvärde för badvatten (Fewtrell och Bartram 2001, kapitel 10). Baserat på observationer om att människor frivilligt badar i sjöar där risken för att drabbas av magsjuka var 8 insjuknade per 1000 badande, föreslogs denna nivå vara utgångspunkt för vad som kunde accepteras.

Även om resonemanget kan tyckas rimligt, går det inte att automatiskt sätta likhetstecken mellan en risk som accepteras individuellt och acceptabel risk ur ett samhälleligt perspektiv. Det finns flera skäl till att dessa kan skilja sig från varandra. De som badar behöver exempelvis inte vara representativa för hela befolkningen vare sig när det gäller preferenser eller sårbarhet, och de behöver heller inte fatta sina beslut baserat på full information om vilka risker det innebär.

När det gäller riktvärden för luftkvalitet i tunnlar är det inte heller helt lätt att se vilket individuellt risktagande som skulle kunna betraktas som "liknande". Möjligen kan det vara relevant att jämföra med de individuella risker för trafikolycka som de berörda trafikanterna väljer att utsätta sig för när de beslutar sig för att alls företa den aktuella resan, eller de individuella risker för ohälsa de tar genom att ha fläkten påslagen även i miljöer där luftkvaliteten är bristfällig.

2.4. Jämföra med typiska generella riskacceptanskriterier

Tidig riskforskning baserades på att hitta ett numeriskt kriterium på vad som kan vara en acceptabel risk "i allmänhet" (Peterson och Espinoza, 2008). En nivå som ibland förordas är att risken ej ska överstiga en sannolikhet om att dö som är "en på miljonen" (10^{-6}) för att vara acceptabel (Kelly, 1991). Resonemangen kring vad som kan accepteras utgår från ett spann som ligger mellan 0,0001 (10^{-4}) och 0,00000001 (10^{-7}). Kelly (1991) visar att de här nivåerna är godtyckligt bestämda.

Två tydliga problem med ett numeriskt kriterium som "en på miljonen" är dels att nivåer på bakgrundshalter ofta är mycket mer riskfulla än så, dels att själva värdet "en på en miljon" som en rimlig gräns kan diskuteras – det är en siffra som använts så mycket att den blivit "det man utgår från".

Eftersom värdet används i så brett generaliserade sammanhang, blir ett tredje problem naturligtvis vilken nämnare som skall användas för att mäta risken i det här specifika fallet. Skall det, till exempel, handla om högst ett (förtida) dödsfall per en miljon genomfarter i tunneln? Eller ett förtida dödsfall bland en miljon personer som alls passerat tunneln (som sammanlagt därmed bör ha gjort betydligt fler än en miljon passager)? Eller möjligen ett förtida dödsfall (per år?) per en miljon pendlare, som regelbundet använt tunneln?

På grund av dessa otydligheter förefaller det alltså orimligt att låta kriteriet "högst ett förtida dödsfall på miljonen" vara direkt avgörande för vilket riktvärde som bör väljas för halten luftföroreningar. Men eftersom kriteriet "högst ett dödsfall på miljonen" är så brett accepterat i många sammanhang

kan det ändå vara rimligt att som en illustration jämföra den resulterande risknivån med detta värde. För att det ska vara möjligt att alls presentera en sådan jämförelse behöver man då definiera för vilken grupp risken skall beräknas (till exempel ålder/sårbarhet och total exponering), och hur mätetalet i nämnaren skall definieras (per person, per år, per passage...).

BILAGA 3: SAMHÄLLSEKONOMISKA KALKYLFÖRUTSÄTTNINGAR

1. MONETÄR VÄRDERING AV LIV OCH HÄLSA

Det råder inte konsensus i hur vi i Sverige värderar "hälsa" i samhällsekonomiska kalkyler (Svensson och Hultkrantz, 2015; MSB, 2012). I stort kan sägas att transportsektorn utgår ifrån *värdet av ett statistiskt liv* (VSL), medan hälso-sjukvårdssektorn utgår ifrån utfallsmåttet *kvalitetsjusterade levnadsår* (QALY) alternativt det funktionsjusterade måttet (DALY). Nedan följer en diskussion kring skillnaderna mellan de två värderingsmetoderna samt en presentation av VOLY som baseras på VSL och är den värderingsmetod vi använder för hälsa i den här studien.

I en samhällsekonomisk analys ingår att alla konsekvenser av en lagstiftning eller åtgärd så långt det är möjligt ska värderas i en monetär enhet. Det innebär att minskade dödsrisker, den kanske mest grundläggande hälsorisen, behöver värderas monetärt. Värdet av ett statistiskt liv, VSL, kan definieras som individens marginella betalningsvilja för att minska risken för att dödas eller skadas allvarligt i en olycka eller på grund av sjukdom. Måttet speglar alltså inte vad ett specifikt människoliv är värt utan hur mycket vi i samhället är beredda att betala för att i ett visst sammanhang minska eller eliminera risken för ett statistiskt dödsfall – till exempel från 1 per 10 miljoner fordonskilometer och år till 0,9 per 10 miljoner fordonskilometer och år. Uttryckt annorlunda kan vi använda samhällets medel till en mängd olika saker men inte till allt, och vi måste därför prioritera. Om vi lägger en viss summa på en viss åtgärd innebär det att vi inte kan använda den summan till något annat. Uppskattningen av VSL hjälper oss i dessa prioriteringar.

Viktigt att nämna är att VSL endast kan användas i en CBA om;

1. åtgärden/riskminskningen inte gäller identifierade individer
2. åtgärden/riskminskningen för varje individ är "nära" marginell.

Det kalkylvärde som Trafikverket tidigare rekommenderade var 24 miljoner kronor *per statistiskt liv* (ASEK 6.1, Trafikverket 2018). Värdet baserades på resultat från tre större svenska studier av riskvärdering (Svensson och Hultkrantz, 2015).

I Trafikverkets senaste rekommendation från den 1 april 2018 har värderingen av ett statistiskt liv setts över och justerats uppåt till 40,5 miljoner kronor (ASEK 6.1, Trafikverket 2018). Justeringen av riskvärderingen grundas på nya forskningsresultat. Det nya värdet för VSL är estimerat utifrån en kedjeansats, vilket är en vidareutveckling av den konventionella metoden för betalningsviljestudier. En annan skillnad är att det nya värdet hanterar trafiksäkerhet som en privat nytthet. De tidigare studierna utgick ifrån säkerhet som en offentlig nytthet, alltså en skattefinansierad kollektiv vara. I ASEK 6.1 nämns att tidigare forskning har kunnat visa att individer har betydligt större betalningsvilja för privata nyttheter än för skattefinansierade offentliga nyttheter. När det gäller trafiksäkerhet kan det handla om nästan dubbla värden för privata nyttheter jämfört med kollektiva (ASEK 6.1, Trafikverket 2018). Trafikverket motiverar den relativt omfattande justeringen med att det nya värdet ligger i nivå med

resultatet av en svensk meta-studie från 2012 och att det även ligger i nivå med internationella VSL-värderingar som det är rimligt att göra jämförelser med (Danmark och OECD).

Den rekommenderade VSL har tagits fram för att värdera ett statistiskt liv som förloras i en trafikolycka. I det sammanhanget är VSL oberoende av ålder. Eftersom dödsfall orsakade av miljöutsläpp är en förkortning av förväntad livslängd för individer som under kortare eller längre tid varit exponerade för exempelvis luftföroreningar blir VSL något problematisk att använda i den här studien. Detta eftersom sannolikheten är större att det är äldre personer som dör i förtid på grund av luftföroreningar. Dödsfallet är således beroende av ålder (Nerhagen m.fl., 2015). För att beräkna förkortad livslängd används måttet *ett förlorat levnadsår*, VOLY. Eftersom mycket få studier har gjorts om betalningsviljan för att förlänga den förväntade livslängden härleds i de flesta fall VOLY från VSL till årliga konstanta värderingsströmmar utifrån antalet kvarvarande levnadsår med antagen förväntad livslängd (Nerhagen m.fl., 2015).

Vid härledning av VOLY används följande formel:

$$VOLY = \frac{VSL}{[1 - (1 + R)^{-L}]/r}$$

där r anger diskonteringsränta och $-L$ kvarvarande levnadsår. Eftersom sannolikheten för att dö i en trafikolycka kan antas vara oberoende av ålder har vi på samma sätt som Nerhagen m. fl. (2015) antagit att dödsfallet sker vid 40 års ålder. Antaget baseras på att medellivslängden i Sverige är cirka 80 år. Kvarstående levnadsår för ett slumpmässigt dödsfall i en trafikolycka blir således 40 år. Utifrån dessa antaganden skattas VOLY till 1,8965 miljoner kronor.

Inom hälso-sjukvårdssektorns samhällsekonomiska analyser och kostnadseffektivitetsanalyser (CEA) används antingen utfallsmåttet *kvalitetsjusterade levnadsår*, QALY, eller *funktionsjusterade levnadsår* (DALY, disability adjusted life years) för att mäta hälsoeffekter. Skillnaden mellan QALY och DALY är att den förra utgår från individens preferenser, medan den senare baseras på expertbedömningar. Storleken på en QALY beräknas genom att multiplicera antal levnadsår med hälsorelaterad livskvalitet. Livskvaliteten mäts på en skala 0-1. För QALY motsvarar 1 en "perfekt" hälsa, medan 0 på DALY-skalan motsvarar "perfekt" hälsa och 0 död. Det finns två viktiga skillnader mellan VOLY och QALY, en är att QALY inte är direkt kopplat till ett monetärt värde så som VOLY, den andra är att det implicit finns ett linjärt samband mellan ålder och QALY, medan det sambandet inte finns i VOLY. Trots att QALY saknar ett entydigt monetärt värde har Svensson och Hultkrantz (2015), baserat på myndigheters beslutsfattande, skattat myndigheters betalningsvilja för 1 QALY till mellan 0,7 till 1,2 miljoner kronor. Socialstyrelsen (2017) skriver att en åtgärd som kostar mindre än 100 000 kronor per QALY är mycket kostnadseffektiv, och en åtgärd som kostar under 500 000 kronor är kostnadseffektiv.

2. ANDRA SAMHÄLLSEKONOMISKA KALKYLFÖRUTSÄTTNINGAR

Utveckling av samhällsekonomisk analys som används inom den offentliga sektorn bedrivs framförallt av Trafikverket i ASEK-gruppen (Arbetsgruppen för samhällsekonomiska kalkyl- och analysmetoder inom transportsektorn) och av Naturvårdsverket genom plattformen för samhällsekonomisk analys (Nerhagen m.fl., 2017). Eftersom den här studien fokuserar på en åtgärd inom transportområdet är det naturliga att utgå från de rekommendationer som Trafikverket anger i ASEK. I en kostnads-nyttoanalys ska effekter, så långt det är möjligt, värderas i en monetär enhet. För effekter där det inte går, får andra kvantitativa och kvalitativa beskrivningar användas.

Konsekvensutredningens val av kalkylperiod och ränta har stor betydelse för utfallet. Det finns olika schabloner för ekonomisk livslängd beroende på vilken åtgärd som utreds. En vägtunnel förväntas till exempel ha en ekonomisk livslängd på 40-60 år. Det kan därför antas att kostnaderna och "nyttorna" av åtgärden ska fördelas på 40 eller 60 år (ASEK 6.1, Trafikverket, 2016,2018). Det finns ingen specificerad kalkylperiod för "vägtunnel" utan valet av ekonomisk livslängd beror på var den är lokaliserad: landsbygd (max 60 år), tätort eller nära tätort (max 40 år) eller storstad (max 60 år). För Förbifart Stockholm har Trafikverket tidigare i tidigare sammanhang räknat på 60 år (Trafikverket, 2012).

För att kunna jämföra kostnader och "nyttor" som sker i olika tidpunkter räknas dessa först om till ett gemensamt prisnivå-år, vilket i nu gällande ASEK är år 2014 (ASEK 6.1, Trafikverket 2018). Omräkning till ett gemensamt prisnivå-år görs för att exkludera effekter av inflation. Eftersom individers värdering av framtida kostnader och nyttor generellt avtar med tiden används i samhällsekonomiska analyser en diskonteringsränta som anger hur snabbt värdena räknas ner. Ju högre ränta desto snabbare räknas värdet ner av framtida kostnader och nyttor. I nu gällande ASEK rekommenderas en diskonteringsränta på 3,5 procent. Nivån på diskonteringsränta baseras på en empirisk analys som grundas i teoretiska överväganden.

Inom hälso-sjukvårdssektorn är det mer förekommande att utreda åtgärder med en så kallad kostnadseffektivitetsanalys (CEA) istället för med en samhällsekonomiska kostnads-nyttoanalys (CBA). Den senare används vanligen inom transportsektorn. I en hälsoekonomisk CEA jämförs kostnader och hälsoeffekter av två eller flera hälsoförebyggande åtgärder, där den som ger störst hälsovinster till lägst kostnad prioriteras. Samhällsekonomiska metoder såsom CBA och CEA har främst använts inom utvärderingar av medicinsk teknologi som görs av Tandvårds- och läkemedelsförmånsverket (TLV). (Svensson och Hultkrantz, 2015)

Det finns två betydande skillnader mellan beräkningar inom hälso-sjukvårdssektorn och transportsektorn. Inom transportsektorn multipliceras kostnader med skattefaktorn om 1,3 ifall åtgärden är finansierad med skattemedel. Detta för att inkludera de samhällsekonomiska kostnader som följer av en skattefinansiering, exempelvis kostnad för administration men också kostnaden för den snedvridningen av ekonomin som skatter kan leda till (MSB, 2012). Inom hälso-sjukvårdssektorn inkluderas inte skattefaktorn i

beräkningen vilket gör att offentliga kostnaderna kontinuerligt är lägre än i transportsektorn (Svensson och Hultkrantz, 2015).

Vidare skiljer sig diskonteringsräntan mellan transportsektorn och hälso-och sjukvårdssektorn. Inom transportsektorn används en diskonteringsränta om 3,5 procent medan räntan inom hälso- och sjukvårdssektorn tillämpar 4 procents. Detta betyder att framtiden värderas lägre inom transportområdet än inom hälso- och sjukvårdssektorns CEA:er. Både Svensson och Hultkrantz (2015) samt MSB (2012) är överens om att det inte finns någon tydlig förklaring till varför hälsa mäts på olika sätt inom olika sektorer¹¹.

¹¹ ASEK rekommenderade i tidigare versioner (till och med ASEK4) en 4 procentig diskonteringsränta och det är möjligt att TLV följer den tidigare rekommendationen som i ASEK reviderades av Trafikverket 2012.

BILAGA 4: TRAFIKRELATERADE LUFTFÖRORENINGAR

1. OLIKA TYPER AV LUFTFÖRORENINGAR

1.1. Partiklar

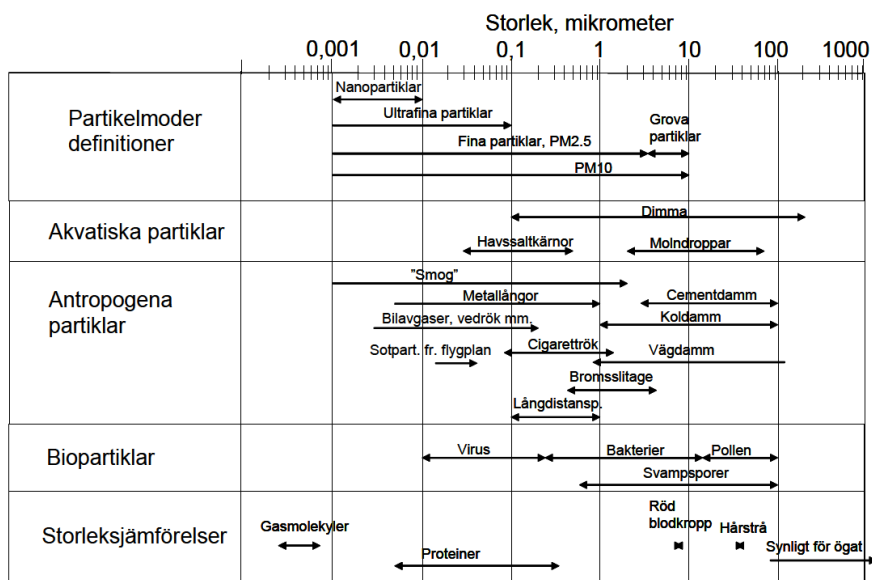
De partiklar man pratar om i luftföroreningssammanhang är generellt partiklar med en diameter mindre än 10 µm. Partiklarna bildas vid slitage av däck, vägar och bromsar, samt vid förbränning och när gaser från förbränningen kondenseras.

Partiklar kategoriseras utifrån dess diameter och halten mäts ofta i µg per m³ luft. När det gäller halter av PM₁₀ dominerar större partiklar, eftersom de också är tyngre. Av Sveriges transportrelaterade utsläpp av partiklar under 10 µm, mätt i vikt, står 95 % av slitage från däck, vägar och bromsar och resten från förbrukning av bränslen i trafiken (Naturvårdsverket, 2017^b).

Vad gäller mindre partiklar särskiljer man i statistiken generellt PM_{2,5}, dvs partiklar under 2,5 µm i diameter. Dessa partiklar bildas vid förbränning och genom att gaser från förbränningen kondenseras. De bildas även vid slitage av däck, vägar och bromsar. Avgaspartiklarna är generellt i storleken 0,05-0,1 µm och inte större än 1 µm.

I vissa sammanhang förenklas trafikens bidrag till luftföroreningar genom att utgå från att PM₁₀ motsvarar slitage av däck, vägar och bromsar ("PMslitage") och PM_{2,5} motsvarar partiklar från förbränning ("PMavgas"). Detta är en förenkling då det i praktiken ingår avgaspartiklar i PM₁₀ och slitagepartiklar i PM_{2,5}. PM_{2,5} kan därmed inte likställas med avgaspartiklar.

Att man mäter partiklar i massa kan i vissa fall vara missvisande, eftersom tyngre partiklar kan dominera i massa men lättare partiklar dominerar i antal. Därför skulle det kunna vara relevant att istället utgå från partikelantal för att bedöma luftkvalitet och dess hälsokonsekvenser.



Figur 20. Jämförelse mellan storleken av olika partiklar med mera i luften. (Källa: SLB Analys Mars 2007, Hälsoeffekter av partiklar.)

Partiklarnas storlek och kemiska sammansättning kan variera kraftigt mellan olika källor. I svenska städer kan man generellt särskilja minst 3 storleksfraktioner (SLB, 2007):

- ultrafina partiklar med diametrar som är mindre än 0,1 μm och som till största delen består av lokalt emitterade partiklar från trafikavgaser eller vedeldning. Till stor del består dessa partiklar av sot och oförbrända organiska ämnen.
- grova partiklar med diametrar mellan 10 μm och 2,5 μm och som till stor del består av mekaniskt genererade partiklar från slitage av vägbanor, bromsar och däck. Till stor del består dessa av stenmineraller (kvartsit, granit) från stenen i vägbeläggningarna och metaller eller metalloxider från bromsbelägg eller från andra material i vägmiljön.
- en mellanfraktion med diametrar mellan ca 0,2 μm och 1 μm och som till största delen kommer från utsläpp i andra länder via långdistanstransport eller från naturliga källor (organiska ämnen från skogar och havssalter). Till stor del består dessa partiklar av organiska ämnen samt oxiderade svavel- och kväveföreningar.

1.2. Kväveoxider

Kväveoxider (NO_x) är samlingsnamn för kväveoxid (NO) och kvävedioxid (NO_2) som bildas då luftens syre och kväve reagerar vid höga temperaturer. Utsläpp av kväveoxider är därför starkt kopplat till förbränningsprocesser. Kväveoxider är giftigt och ger även upphov till ozonbildning tillsammans med organiska föreningar. De temperaturer som krävs för att bilda kväveoxider gör att de största utsläppen sker vid förbränningsprocesser. Biltrafiken är den största källan i de flesta tätorter, men även energiproduktion, arbetsmaskiner och sjöfart ger betydande bidrag av kvävedioxid (Naturvårdsverket, 2017^c).

1.3. Ozon

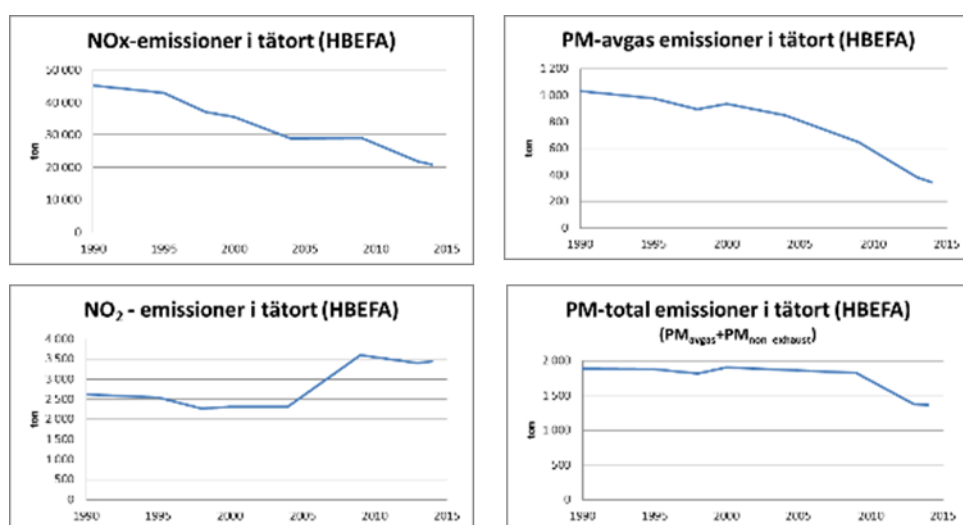
Marknära ozon bildas i förorenad luft under inverkan av solljus. Föroreningar som kväveoxider och flyktiga organiska ämnen från såväl naturliga som mänskliga källor bidrar till att marknära ozon bildas. Kväveoxider kommer från rökgasutsläpp vid förbränning, främst från fordonstrafiken, produktion av energi och värme samt från vissa industriprocesser. Flyktiga organiska ämnen frigörs från växtlighet samt släpps ut till exempel vid användning av lösningsmedel vid målning och ytbehandling samt vid användning av spolarvätska eller tändvätska vid grillning. Även eldning bidrar till utsläpp av flyktiga organiska ämnen (Naturvårdsverket, 2017^d). Ozonet kan brytas ned av kväveoxid från bilavgaser och därför kan ozonhalterna bli lägre i storstäder än på landsbygden.

1.4. Kolmonoxid

Kolmonoxid (CO) bildas vid ofullständig förbränning samt i samband med industri- och energiproduktion. Halterna har minskat påtagligt sedan kravet på katalysator på personbilar infördes i slutet av 1980-talet. Tidigare stod transporter för de överlägset största utsläppen av kolmonoxid till luften. Kolmonoxid var då ett allvarligt problem i tätorterna. Efter katalysatorns införande har denna andel minskat kraftigt och numera utgör utsläppen från transporter, arbetsmaskiner och energiförsörjning ungefär lika stora andelar (Naturvårdsverket, 2017^d).

2. LUFTFÖRORENINGARNAS RELATIVA UTVECKLING ÖVER TID

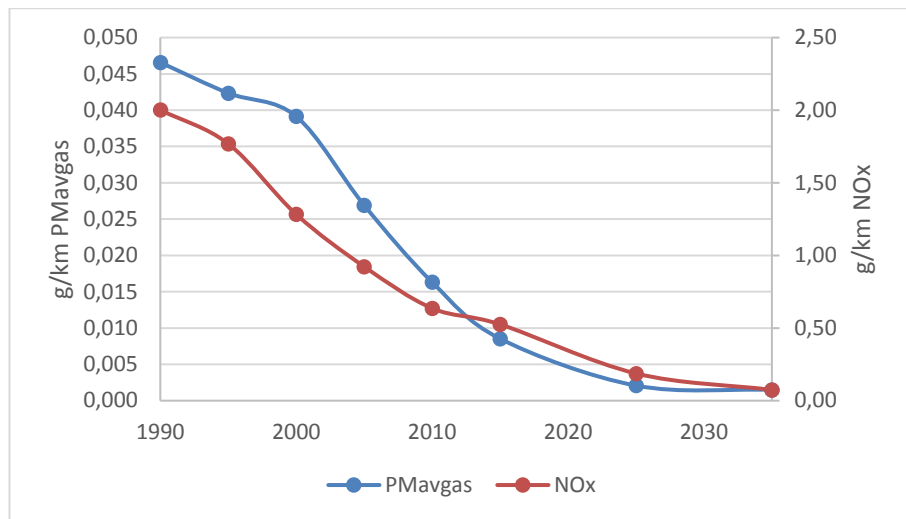
Utvecklingen av utsläpp från trafik har under senare år varit nedåtgående dels till följd av fordonsparkens utveckling mot renare fordon och dels till följd av att trafikökningen varit måttlig. I Figur 21 redovisas hur utsläppen har utvecklats 2009-2014. Man kan konstatera att utsläppen av NO_x och avgaspartiklar har minskat medan utsläppen av NO₂ ökat. Partiklar uttryckt som PM10 har inte haft en lika tydlig trend.



Figur 21. Beräknade trafikgenererade utsläpp av NO_x, NO₂, PM_{avgas} och total PM10 i tätort i Sverige 1990-2014 (Källa: egen bearbetning utifrån data från HBEFA).

Som följd av resonemanget i rapportens kapitel 3 utgår utredningen från att kväveoxider (NO_x) används som indikator för trafikens hälsopåverkan. En anledning till valet av NO_x som indikator är att det finns svårigheter i att mäta partiklar och dessutom saknas tidsserier från längre tid tillbaka. Det är även svårt att i mätningar särskilja källor av partiklar, t.ex. hur stor del av partiklarna i en miljö som är genererade av trafik (eller specifikt avgaspartiklar). Att använda NO_x eller NO_2 som indikator för att följa utvecklingen av trafikens luftföroreningar är ganska vanligt. Tidigare har man i stor utsträckning använt NO_2 som indikator men på senare tid har NO_x och avgaspartiklar minskat kraftigt medan NO_2 inte sjunkit på samma sätt eller till och med ökat (Figur 21). Denna förändring i förhållandet gör att NO_2 inte längre kan sägas vara en god indikator för trafikens emissioner. Istället har man i högre utsträckning gått över till att använda NO_x som indikator. Förhållandet mellan NO_x och avgaspartiklar går att skatta (både historiskt och i framtiden) i och med att man har relativt god kännedom om fordonsflottans emissioner. NO_x är därmed en relativt robust indikator.

Man bör dock vara observant på att förhållandet mellan NO_x och avgaspartiklar skiljer sig betydligt mellan olika trafikslag och även över tid. Förändringen över tid beror både på förhållanden mellan olika drivmedelstyper (framförallt bensin och diesel) och även den relativa minskningen av emissioner inom de olika drivmedelstyperna. I Figur 22 redovisas utvecklingen av emissioner från fordonsflottan mellan år 1990-2015 samt prognos fram till 2035. Emissionerna är framtagna i emissionsmodellen HBEFA och utgår från förhållanden som kan komma att bli aktuella för just Förbifart Stockholm – motorväg med skyltad hastighet 80 km/h, en viss antagen fördelning av fordonsflottan (76 % personbil, 18 % lätt lastbil, 6 % tung lastbil), och antagande om trafikflöde (85 % fritt flöde, resten begränsat flöde). Såväl avgaspartiklar som NO_x antas minska kraftigt fram till år 2035 till följd av framförallt skärpta avgaskrav. Andelen elbilar är som tidigare nämnt mycket liten i denna prognos (ca 3 % av trafikarbetet för personbilar). En högre introduktionstakt av elfordon kommer resultera i en ännu kraftigare minskning av fordonsflottans genomsnittliga utsläpp av avgaspartiklar och NO_x över tid.



Figur 22. Historisk utveckling av emissioner från fordonsflottan samt framtida prognos. (Källa: egen bearbetning av data från HBEFA).

3. RIKTVÄRDEN FÖR TUNNELLUFT IDAG

Idag finns varken nationella eller internationella enhetliga krav på hur tunnelluft ska regleras utifrån ett hälsoperspektiv. Miljökvalitetsnormerna för luft och EU:s gränsvärden gäller bara för utomhusluft, vilket enligt 3 § i luftkvalitetsförordningen (2010:477) är "utomhusluften med undantag av arbetsplatser samt vägtunnlar och tunnlar för spårbunden trafik" (Trafikverket, 2016^a).

3.1. Vad säger PIARC?

PIARC (World Road Association) är ett internationellt samarbetsorgan inom vägtrafiksektorn som bland annat tar fram rekommendationer för tunnelluft. Traditionellt har kolmonoxid (CO) använts som dimensionerande förorening från avgasutsläpp. PIARC (World Road Association) anger några olika gränser, Figur 23, och konstaterar att man i tunneldesign ofta utgår från 70 till 100 ppm för CO av hälsoskäl (PIARC, 2012). CO-utsläppen har dock sjunkit drastiskt på grund av katalytisk avgasrening och visar en snabbare nedåtgående trend än utsläppen av t ex NO₂. Utsläppen per kilometer av CO är större från bensindrivna fordon jämfört med diesel, medan det oftast är

tvärtom för partikelutsläppen. Detta gör att CO inte längre anses vara lika relevant.

TABLE 3 - DESIGN AND THRESHOLD VALUES FOR CO AND VISIBILITY/EXTINCTION			
Traffic situation	CO	Visibility	
		Extinction coefficient K	Transmission s (beam length: 100 m)
	ppm	10^{-3} m^{-1}	%
Free flowing peak traffic 50 – 100 km/h	70	5	60
Daily congested traffic, stopped on all lanes	70	7	50
Exceptional congested traffic, stopped on all lanes	100	9	40
Planned maintenance work in a tunnel under traffic*	20	3	75
Threshold values for closing the tunnel**	200	12	30
* National workplace guidelines have to be considered			
** The values given here are for tunnel operation only and not for determining ventilation capacities.			

Figur 23. Design och gränsvärden för CO och sikt enligt PIARC 2012. (Källa: PIARC, 2012).

3.2. Exempel befintliga tunnlar i Sverige

Inför planeringen och ventilationsdimensioneringen av Södra Länken beslutade dåvarande Vägverket tillsammans med Naturvårdsverket och Stockholms miljöförvaltning att tillämpa ett riktvärde för kvävedioxid, NO_2 . Man satte då gränsen vid $400 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{NO}_2$, sett som ett medelvärde över en timme, som inte får överskridas på någon plats i tunneln. Beslutet grundades på hälsorisker konstaterade av WHO från början av 1990-talet samt på bedömningar av Institutet för miljömedicin vid Karolinska Institutet. NO_2 är i detta sammanhang en indikator för vägtrafikens samlade luftföroreningar (Trafikverket, 2016^a).

Resonemangen överfördes även till Götatunneln i Göteborg, där halten $400 \mu\text{g} \text{NO}_2/\text{m}^3$, som avser medelvärdet längs hela tunnelsträckan, får överskridas 43 timmar per år (percentilvärde).

Efter några års drift av Södra länken konstaterades att NO_2 inte är lämplig som indikator i tunnlar. Det beror på att ozonet som oxiderar NO till NO_2 förbrukas i tunneln om det inte finns något större inkommande flöde av frisk luft. Därmed är förhållandet mellan NO_2 och övriga luftföroreningar inte samma som i utomhusmiljö. De empiriska hälsosamband som baseras på NO_2 – där NO_2 måste uppfattas som en samlad indikator på effekten av flera olika typer av föroreningar i den luft som de boende utsätts för - är därmed inte relevanta.

En rapport från SLB analys (SLB(2010)) redogör för uppmätta halter av olika luftföroreningar, bland annat NO_x , i några olika tunnlar i Stockholmsområdet. År 2009 var det beräknade medelvärdet¹² för halten i Söderledstunneln (1,5 km) under den mest belastade timmen $3000 \mu\text{g} \text{NO}_x/\text{m}^3$. Motsvarande värde för Södra länken (3,9 km) var $3500 \mu\text{g} \text{NO}_x/\text{m}^3$. Sett över hela dygnet är de genomsnittliga halterna ungefär 10-20% av de halter som uppmätts under den värsta timmen.

¹² Förenklad beräkning, utan hänsyn till att de olika mätpunkterna representerar olika långa tunnelsegment, och att vistelsetiden i olika segment skiljer sig åt

4. RIKTVÄRDE FÖR TUNNELLUFT FRÅN FORSKNINGSPROGRAMMET

Ett forskningsprogram med syfte att öka kunskapen om vilka föroreningar som är farliga i vägtunnlar, hur exponeringen ska bedömas och hur höga halter man kan tillåta i tunnelmiljö initierades av Trafikverket år 2012. Målet med programmet var att föreslå ett tillvägagångssätt för att få fram riktvärden eller planeringsmål för luftkvalitet i vägtunnlar. I Tabell 20 redovisas slutsatserna från arbetet i form av acceptabla halter av avgaspartiklar i vägtunnlar. Halterna antas kunna vara högre ju kortare tid passagen tar, dvs det är den sammanlagda dosen som utgör grunden för acceptabel halt. För t.ex. Förbifart Stockholm där restiden antas vara 20 minuter enkel väg (40 minuter tur och retur) skulle en acceptabel halt avgaspartiklar därmed vara $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tabell 20. Exempel på acceptabla halter för korttidsexponering av avgaspartiklar i vägtunnlar beroende på restid för pendlande fordonsskyddad trafikant. (Källa: Trafikverket, 2016^a).

Tid för två passager genom tunnel	Acceptabel halt avgaspartiklar $\mu\text{g}/\text{m}^3$
60 minuter	8
40 minuter	12
30 minuter	16
20 minuter	24
10 minuter	48

5. RESONEMANG OM UTREDNINGENS NOLLALTERNATIV

Utredningens nollalternativ är ett scenario där ingen miljöventilation sker utan ventilationen är dimensionerad för brand respektive sikt. Vad som är ett rimligt "siktkrav" är dock ganska svårt att bedöma. I tunnlar består partikelhalterna både av avgaspartiklar och av slitagepartiklar. De olika fraktionerna har olika beteenden utifrån ett siktperspektiv men det finns enligt PIARC inte någon möjlighet att särskilja dem när det gäller dess respektive effekt på sikten.

PIARC anger så kallade fördunklingskoefficienter som kan användas vid design av ventilationssystem i tunnlar:

- $K = 0.003 \text{ m}^{-1}$: flera hundra meters sikt
- $K = 0,007 \text{ m}^{-1}$: viss disighet i tunneln
- $K = 0.012 \text{ m}^{-1}$, tröskelvärde som inte bör överskridas under drift och som resulterar i en mycket obekväm tunnelatmosfär. Det finns dock normalt tillräckligt med sikt för ett fordon att stoppa säkert vid ett hinder.

Korrelationen mellan fördunklingskoefficienten och partikelhalten uttrycks som $K = 0.0047 \cdot \mu$, där μ är $\text{PM}_{2.5}$ uttryckt i massa (mg/m^3) och K är fördunklingskoefficienten (m^{-1}). Ofta används $0,007 \text{ m}^{-1}$ för K vid

dimensionering av tunnlar (PIARC, 2012). Detta skulle ge en halt PM_{2,5} på ca 1,5 mg/m³, vilket motsvarar 1500 µg/m³.

Problemet är dock att översätta detta till NO_x då det inte finns någon enkel "omräkningsfaktor" mellan PM_{2,5} och NO_x. Relationen varierar sannolikt kraftigt under året, men en lägre kvot NO_x/PM_{2,5} under vinterhalvåret då slitagepartiklarna från däck och vägbana är större. Brandt m.fl. (2016) menar man att det generellt i europeiska tunnlar med enkelriktad trafik inte behövs tunnelventilation för normal drift. I beräkningarna för Förbifart Stockholm gav scenariot med ett riktvärde på max 4000 µg/m³ NO_x att ventilation endast behövdes under en timme på dagen. Det resoneras dock i rapporten (Brandt, 2016) att efterfrågan på friskluft för att uppfylla synlighetskraven kan vara högre än för att uppfylla NO_x-kravet.

Det har därmed inte gått att bestämma exakt vid vilken halt det blir problem med sikt i Förbifart Stockholm, men en rimlig bedömning anses vara att problem uppstår någonstans kring en maxnivå på 4000 µg/m³. Detta antas därmed utgöra nollalternativet utredningen.

Om siktkravet i praktiken skulle innebära en högre tillåten halt än max 4000 µg/m³, dvs att tunneln skulle klara siktkravet helt utan ventilation, ger detta inte någon större påverkan på beräkningarna och resonemangen i utredningen.

Om siktkravet i praktiken skulle innebära en lägre tillåten halt än max 4000 µg/m³ kommer det få viss betydelse för de absoluta talen uttryckt i sparade liv och kostnader eftersom differensen mellan respektive UA och JA blir mindre. Men eftersom såväl hälsoeffekter som ventilationskostnader (driftskostnaderna) är linjära bör ett annat nollalternativ inte leda till några andra slutsatser vad gäller samhällsekonomisk bedömning.

BILAGA 5: TRAFIKEMISSIONERNAS HÄLSOPÅVERKAN

1. HUR MÄTS HÄLSOKONSEKVENSER?

Luftföroreningar kan ha olika effekt på människors hälsa, allt ifrån att starta processer som får friska personer att utveckla kroniska sjukdomar som kan bero av exponering över lång tid till att snabbt försämra tillståndet hos redan sjuka personer.

Det viktigaste underlaget vid framtagande av effektsamband för hälsa är epidemiologiska studier. I dessa studier används statistiska modeller och beräkningar för att undersöka vilken betydelse olika ämnen har på hälsa. En vanlig metod är tidsseriestudier där korrelationen mellan den dagliga dosen av föroreningar som en befolkning utsätts för och hälsoeffekter i form av inläggningar på sjukhus för astmaattacker studeras (Nerhagen m.fl., 2015). Vissa hälsoutfall är enklare att studera genom att i princip alla fall blir kända, t.ex. dödsfall, eller fall som kommer under vård och behandling och kan återfinnas i register.

De epidemiologiska studierna har olika upplägg beroende på om det är hälsoeffekterna av längre tids exponering eller korttidsexponering (timmar-dygn) som man vill undersöka. Möjligheterna att särskilja enskilda källors eller föroreningars unika betydelse beror av hur nära korrelerade de är i tid och rum.

2. HÄLSOKONSEKVENSER PARTIKLAR

2.1. *Betydelse av partiklarnas storlek och källa*

Partiklarnas storlek har mycket stor betydelse för hur långt ner i luftvägarna som partiklarna stannar vid inandning. Större partiklar stannar upp redan i näsan och halsen, medan mindre partiklar kan dras ner i lungorna och in i blodkärl. Kunskapen kring vad som gör partiklarna skadliga är ofullständig och man vet inte om det är antal, storlek, massa, yta eller beståndsdelar som är av betydelse ur hälsosynpunkt (Karolinska institutet, 2014).

Partiklar från olika källor med olika sammansättning och egenskaper sannolikt har olika toxicitet och hälsoeffekter, men enligt WHO (2013) finns i nuläget inte tillräckligt med underlag om detta för att anta specifika samband mellan exponering av partiklarna och hälsoutfall (exponeringsrespons samband). Det finns dock belägg för att vissa typer av partiklar kan vara mer skadliga än andra, exempelvis sot, sekundära organiska aerosoler och sekundära oorganiska aerosoler (WHO, 2013).

Partiklarnas form påverkar förmågan att fastna med andra ämnen. Tätortens luftföroreningar, samt specifikt dieselsavgaser, har av International Agency for Research on Cancer (IARC) klassats som cancerframkallande för människor. Partiklar i tätortsluften är bärare av många cancerframkallande och skadliga ämnen.

Det finns även ökande, dock begränsade, epidemiologiska bevis på sambandet mellan kortsiktig exponering av ultrafina partiklar (mindre än 0,1

µm) och kardiorespiratorisk hälsa samt hälsan i centrala nervsystemet. Kliniska och toxikologiska studier har visat att ultrafina partiklar (delvis) verkar genom mekanismer som inte delas med större partiklar som dominerar massbaserade mätvärden, såsom PM_{2.5} eller PM₁₀ (WHO, 2013).

Det finns även bevis för en koppling mellan långsiktig exponering för sot (black carbon, BC) och mortalitet. BC/sot kan tolkas som en indikator för en mängd olika kemiska beståndsdelar från förbränning. Mer robusta kopplingar har observerats för BC än för PM_{2.5} i kortfristiga epidemiologiska studier vilket tolkas som att BC är en bättre indikator för skadliga partikelämnen från förbränning än total partikelmassa (WHO, 2013).

För att bedöma hälsokonsekvenser skulle man kunna använda BC/sot som en indikator för främst trafikrelaterade partiklar, med hjälp av publicerade kortvariga eller långsiktiga exponerings-responssamband. Men jämfört med PM_{2.5} finns färre studier och/eller färre hälsoutfall tillgängliga för sot och andra alternativa mätvärden (WHO, 2013). Däremot kan det av andra skäl vara svårt att använda PM_{2.5} som utgångspunkt för att bedöma just trafikens hälsopåverkan. Framförallt eftersom partikelhalter uttryckt som PM_{2.5} består av olika källor som inte nödvändigtvis samvarierar med fordonens emissioner.

Det finns mycket som talar för att partiklarna i grovfraktionen av PM₁₀ (2.5 < PM < 10) har mindre betydelse för dödligheten men är viktiga för effekter i andningsorganen (Brunekreef & Forsberg, 2005; Adar m.fl., 2014). Det finns dock europeiska studier av episoder med vindtransporterad ökensand, samt en studie av slitagepartiklar och dagligt antal dödsfall i Stockholm (Meister m.fl., 2012), som visar att grova, mineraldominerade partiklar har en kortvarig effekt på dagligt antal dödsfall.

2.2. Korttidsexponering och långtidsexponering

Det finns stöd för att såväl korttidsexponering som långtidsexponering av PM_{2.5} har effekt på både mortalitet och sjuklighet. Långtidsexponering av partiklar i omgivningsluften kan orsaka sjuklighet och förtida dödlighet i hjärt-, kärl- och lungsjukdomar. Man menar att sambanden förefaller linjära även under WHO:s nuvarande riktvärde för PM_{2.5} (10 µg/m³) (WHO, 2013). Bevisbasen är svagare för PM₁₀, och knappast några långsiktiga studier finns tillgängliga för grova partiklar (WSP, Umeå Universitetet, Karolinska Institutet, 2017).

Det finns också starka bevis från epidemiologiska studier att daglig (24-timmars genomsnittlig) exponering för partiklar är direkt associerat med både dödlighet och morbiditet under efterföljande dagar. Upprepade (flera dagars) exponeringar kan leda till större hälsoeffekter än effekterna av enstaka dagar (WSP, Umeå Universitetet, Karolinska Institutet, 2017).

2.3. Tröskeffekter och liniaritet

Det finns ingen lägstanivå där hälsopåverkan inte har observerats. Därför är det angeläget att hålla halterna så låga som möjligt. Enligt WHO (2013) finns det belägg för effekter på mortalitet även vid koncentrationer under ett årsgenomsnitt på 10 µg/m³ PM_{2.5}.

De europeiska studier av kortvarig exponering som har granskat dosresponsfunktioner för PM_{2,5} har inte påvisat signifikanta avvikelser från linjäritet. Få långsiktiga studier har granskat formen av koncentrations-responsfunktionerna. Det finns emellertid förslag på ett brantare exponerings-responssamband vid lägre nivåer (supra-linjär) (WHO, 2013).

3. HÄLSOKONSEKVENSER KVÄVEOXIDER

Samtidigt som NO_x och avgaspartiklar minskat kraftigt har NO₂ inte sjunkit på samma sätt eller har till och med ökat. Detta kan resultera i mycket olika förhållanden mellan NO₂ och organiska och elementära koldioxidutsläpp och förändringar i koncentrationer. Denna förändring i förhållandet har konsekvenser för tolkningen av NO₂ som en kvantitativ proxy för avgaspartiklar och illustrerar behovet av att förstå effekterna av NO₂ i sig (WHO, 2013).

2014 gjordes på uppdrag av Trafikverket en kunskapssammanställning för att belysa vilken hälsopåverkan kortvarigt höga halter av NO₂ i sig självt har (Malmqvist och Tinnerberg, 2014). Sammantaget såg man en ökad risk för luftvägsbesvär vid ökande halter av kvävedioxider. Sambandet förefaller vara linjärt. Det krävs ibland upprepad exponering för att effekten ska uppstå. Experimentella studier på vuxna med mild astma stöder ett samband utav endast kvävedioxider, men endast vid mycket högre nivåer. WHO (2013) nämner man att det finns bevis för små effekter på inflammation och ökad luftvägsreaktivitet med NO₂ per se i intervallet 380-1880 µg / m³ (0,2-1,0 ppm).

Den nya bedömningen har gjort konsekvensberäkningar något mer komplicerade att genomföra. Beroende på hur man ser på kausalitetsfrågan och vilket exponerings-responssamband man antar för partiklar kan en separat effekt av NO₂ vara möjlig att addera utan att det behöver ses som dubbelräkning (WSP, Umeå Universitetet, Karolinska Institutet, 2017).

4. EXPONERINGS-RESPONSSAMBAND

4.1. För dödlighet

I rapporten från HRAPIE (WHO, 2013^b) föreslås att man generellt för PM_{2.5} ska beräkna effekten av långtidsexponering på dödligheten bland vuxna (30+) enligt en meta-analys av 13 kohortstudier (Hoek m.fl., 2013). Exponerings-responsfunktionen för PM_{2.5} blev i denna analys ca 6 procent per 10 µg/m³, och överensstämmer väl med sambandet från American Cancer Society (ACS) Cohort Study (Pope m.fl., 1995) som kommer från en jämförelse mellan städer/orter och ändå använts i många hälsokonsekvensberäkningar där man saknat haltdata med en hög spatiell upplösning (Medina m.fl., 2004; Forsberg m.fl., 2005; Pascal m.fl., 2013). En meta-analys för elementärt kol (EC) resulterade i en exponerings-responsfunktion på ca 6 procent per 1 µg/m³ och i huvudsak avser studierna jämförelse mellan orter/städer (Hoek m.fl., 2013).

Det potentiella problemet med sammanblandning av effekter på dödlighet av partiklar och kvävedioxid har belysts i en översiktsartikel om NO₂ och PM_{2.5} (Faustini m.fl., 2014). I deras meta-analys inkluderas 19 studier med resultat

från modeller som samtidigt beaktar både PM2.5 och NO₂. I studierna från Europa var effekten på dödligheten ca 7 procent ökning per 10 µg/m³ för båda föroreningarna.

I Tabell 21 och Tabell 22 redovisas exempel på olika studier och resultat uttryckt som relativ riskökning för en viss ökning av halter.

Tabell 21. Exempel på studier av långtidsexponering och dess resultat uttryckt som relativ riskökning för partiklar (Källa: egen bearbetning).

Enhet	Relativ riskökning	Kommentar	Källa
PM2.5	6% per 10 µg/m ³	Metaanalys 13 cohortstudier	Hoek m.fl. 2013
PM2.5	6% per 10 µg/m ³		Pope m. fl., 2002
NO2 och PM2,5	7 % per 10 µg/m ³ (för båda föroreningar)	Metaanalys	Faustini m.fl., 2014
PM2,5	17 % per 10 µg/m ³		Jerrett m. fl., 2005
EC	ca 6 procent per 1 µg/m ³	Metaanalys	Hoek m.fl., 2013

Tabell 22. Exempel på studier av långtidsexponering och dess resultat uttryckt som relativ riskökning för NO_x och NO₂. (Källa: egen bearbetning)

Enhet	Relativ riskökning	Kommentar	Källa
NO2 och PM2,5	7 % per 10 µg/m ³ (för båda föroreningar)		Faustini m.fl., 2014 (metaanalys)
NOx	8 % per 10 µg/m ³		Nafstad m.fl., 2004
NO2	8 % per 10 µg/m ³		Raaschou-Nielsen m.fl., 2012
NOx	1 % per 10 µg/m ³	22 cohorter	Beelen m.fl., 2014
NOx	6 % per 10 µg/m ³		Stockfelt m.fl., 2016
NOx	1 % per 10 µg/m ³		Lipsett m.fl., 2011

4.2. Exponerings-responsfunktioner för sjuklighet

Sjuklighet har hittills i hälsokonsekvensberäkningar i huvudsak inkluderats i form av att korttidseffekter på sjukhusinläggningar och sjukdagar har studerats (Medina m.fl., 2004; Pascal m.fl., 2013). Detta är med något undantag även rekommendationerna från (WHO, 2013b). Dessa analyser underskattar antal vårdtillfällen som orsakas av luftföroreningar, eftersom de bara speglar akuta effekter av luftföroreningarna och inte alla vårdtillfällen hos dem som utvecklat sin sjukdom på grund av föroreningar (Kunzli m.fl., 2008).

Tidigare har oftast amerikanska data för kronisk bronkit använts även i Europa (Abbey m.fl., 1995; Abbey m.fl., 1999). En studie från Schweiz har tillfört nyare Europeiska data (Schindler m.fl., 2009), och i HRAPIE gjordes en sammanvägning av dessa studier till en exponerings-responsfunktion på 11,7 procent per 10 µg/m³ PM10 utan att skilja på olika typer av partiklar eller källor.

Att luftföroreningar påverkar risken för vissa hjärt-kärlsjukdomar och metaboliska sjukdomar är idag allmänt vedertaget och det finns moderna översiktsartiklar (Lee m.fl., 2014). Den stora Europeiska studien ESCAPE har inkluderat likartade kohorter från flera länder för att studera bland annat incidensen av hjärt-kärlsjukdom, och i artiklarna från ESCAPE ges exponerings-responsfunktioner från meta-analyser. En publikation från ESCAPE beskriver sambandet mellan partikelhalten och risken för akut hjärtinfarkt (Cesaroni m.fl., 2014). Exponerings-responsfunktionen anger 12 procent ökad risk per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM10. En annan publikation från ESCAPE innehåller en meta-analys som ger resultaten för incidensen av stroke (Stafoggia m.fl., 2014), vilken uttrycks som 33 procent per 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM2.5.

Tabell 23. Exempel på samband mellan mortalitet respektive sjuklighet och exponering. Exponerings-responssamband (ERF) uttrycks som relativ risk. (Källa: WSP, Umeå Universitetet Karolinska institutet, 2017)

Exponering	Utfall	ERF	Enhet ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Originalstudie	Åldersgrupp
Avgaser och slitage/ vägdamm	Lungcancer	1.22 (1.03-1.45)	Per 10 PM10	Raaschou-Nielsen m.fl., 2013, vuxna (meta-analysis)	30+
	Diabetes	1.05 (1.00-1.10)	Per 10 PM10	Weinmayer m.fl., 2015, vuxna (45+)	30+
	Kronisk bronkit	1.117 (1.040-1.189)	Per 10 PM10	HRAPIE (WHO;2013 ^b)	30+, I = 0,09/100/yr (Holm m.fl., 2014)
	Akut hjärtinfarkt	1.12 (1.01-1.25)	Per 10 PM10	Cesaroni m.fl., 2014, vuxna (meta-analysis)	30+
Slitage/ slitagepartiklar	Mortalitet (total)	1.017 (1.002-1.032)	Per 10 PM10	Meister m.fl., 2012, alla åldrar	Alla
Avgaser	Mortalitet	1.08 (1.06-1.11)	Per 10 NOx	Nafstad m.fl., 2004	30+
	Stroke	1.33 (1.01-1.77)	Per 05 PM2.5	Staffoggia m.fl., 2014 Meta-analysis (25+)	30+

5. RESONEMANG OM HUR MAN KAN SE PÅ BÅDE KORT- OCH LÅNGSIKTIGA EFFEKTER

I hälsokonsekvensberäkningar (inklusive hälsoekonomiska kalkyler) brukar luftföroreningarnas mest betydelsefulla effekt vara inverkan på dödligheten, uttryckt som antal dödsfall eller förlorade levnadsår. Studierna av korttidsexponeringens effekt på dagligt antal dödsfall ger bristfälligt underlag för att beräkna förlorade levnadsår eftersom man studerar dygnsvisa frekvenstal (ibland uppdelat efter åldersgrupp etc.) men inte över tid följer individer med kända utgångsdata i form av hälsotillstånd och riskfaktorer (WSP, Umeå Universitetet, Karolinska Institutet, 2017).

I exempelvis arbetet med framtagande av DALY för transportsektorn (WSP, Umeå Universitetet, Karolinska institutet, 2017) och externa kostnader för transportsektorn (Nerhagen m.fl., 2015) har hälsoutfall/kostnader för både mortalitet och morbiditet sammanvägts. I båda kan man konstatera att effekterna av mortalitet får så mycket större tyngd att sjukligheten får liten betydelse för helheten. Det är också så att viss sjuklighet ingår i mortalitet. I tabell nedan redovisas utfallet vad gäller antal DALY (förlorade friska levnadsår) för transportsektorn enligt (WSP, Umeå Universitetet, Karolinska institutet, 2017).

Tabell 24. Hälsopåverkan av vägtrafikens luftföroreningar uttryckt som antal DALY genererade av de fall som orsakas under ett år (n = antal dödsfall). (Källa: WSP, Umeå Universitetet, Karolinska institutet, 2017)

Utfall	Exponering	2010	2013	2014
Dödlighet genom långtidsexponering	Avgaser (som NOx)	40566 (n=4510)	27 869 (n=3098)	25 458 (n=2830)
Dödlighet genom korttidsexponering	Slitagepartiklar	1 106 (n=221)	1 130 (N=226)	1 169 (n=234)
Lungcancer	Avgaser och slitagepartiklar	79	78	80
Diabetes (typ 2)	Avgaser och slitagepartiklar	132	131	135
Kronisk bronkit	Avgaser och slitagepartiklar	59	59	61
Hjärtinfarkt	Avgaser och slitagepartiklar	129	128	131
Stroke	Avgaser	471	325	300
Total DALY:s¹³		42 543	29 718	27 330

Vad gäller effekter på mortalitet av korttidsexponering respektive långtidsexponering till följd av samma luftförorening kan man konstatera att de långsiktiga effekterna generellt överväger. I Holland (2014) görs rekommendationer utifrån projektet HRAPIE vad gäller hälsoeffektsamband för olika luftföroreningar. För PM_{2,5} rekommenderas ett effektsamband på 6,2 % (4,0-8,3%) per 10 µg/m³ PM_{2,5} för långsiktig exponering. För korttidsexponering anges en rekommendation på 1,23 % (95 % CI 0,45-

¹³ Att summan inte stämmer med siffrorna i tabellen beror på att siffrorna i tabellen avrundats till närmsta heltal.

2,01%) per 10 µg/m³. Det innebär att den kortsiktiga effekten på mortalitet är ungefär 20 % av den långsiktiga.

För NO₂ redovisar Holland (2014) ett rekommenderat effektsamband mellan NO₂ och mortalitet på 0,27 (95 % CI 0,16-0,38) per 10 µg/m³ för korttidsexponering och 5,5 % (95 % CI 3,1-8 %) per 10 µg/m³ för långtidsexponering. Den kortsiktiga effekten på mortalitet uppgår därmed till ca 5 % av den långsiktiga.

BILAGA 6: KOSTNADSDRIVANDE KOMPONENTER FÖR VENTILATION I VÄGTUNNEL

I Trafikverkets styrande dokument för tunnelbyggande (TDOK 2016:0231) anges krav för utformning och dimensionering vid nybyggnad och förbättring av vägtunnlar, järnvägstunnlar och undermarksstationer. Vid utformningen av en tunnel ska risken för skador på människor, miljö och andra byggnadsverk under byggtiden och då tunneln är i drift beaktas.

Enligt Transportstyrelsens föreskrifter och allmänna råd om säkerhet i vägtunnlar m.m. (TSFS 2015:27) ska det finnas ett mekaniskt ventilationssystem för tunnlar som är längre än 1000 meter och har ett trafikflöde på över 4 000. För tunnlar som är längre än 3 000 meter och har ett trafikflöde på mer än 4 000 ska lufthastigheten i tunnelns längdriktning stå under ständig övervakning. Ventilationssystemet ska kunna anpassas med hjälp av ett styrsystem.

Enligt Mats Finnson WSP (personlig kommunikation våren 2018), ingår utöver fläktar även installationer för elkraft och tillhörande kringsystem i tunnelventilation, samt det kan även ingå extra bergrum för fläktar samt schakt till markytan för tunnelluft och avluftstorn på marken. I tabellen nedan presenteras en principiell kostnadsjämförelse mellan olika dimensioneringsgrunder tillämpat på det planerade vägprojektet Östlig förbindelse i Stockholm.

Tabell 25. Principiell kostnadsjämförelse för ventilation vid olika dimensioneringsgrunder i Östlig förbindelse. (Källa: Mats Finnson, WSP, personlig kommunikation).

Dimensioneringsgrund	Investering	Drift och underhåll	
		Energiåtgång	Underhåll
Miljö (t.ex. lufthastighet i tunneln 5-8 m/s)	- Fläktar - Elutrustning (kraft) - Bergtunnlar - Avluftningstorn	Referens	Referens
Sikt (lufthastighet i tunneln max 10 m/s)	Kräver mindre investering än för luftkvalitet.	Lägre än referens	Lägre än referens
Brand (lufthastighet i tunneln cirka 3 m/s)	- Färre fläktar (men dyrare) - Inga avluftningstorn, bergtunnlar - Utrymningsvägar	Ungefär=0	Mkt lägre än referens

Dimensionering av ventilation i vägtunnel sker åtminstone för brand på grund av lagkrav. Tabellen ovan visar att installationskostnaderna för ventilation sannolikt är högre för att nå miljökrav än för enbart brand. För att nå miljökrav krävs fläktar, elutrustning (kraft), bergtunnlar och avluftningstorn. Vid branddimensionering skulle i Östlig förbindelse sannolikt krävas färre fläktar (men dyrare), inga avluftningstorn eller bergtunnlar, men däremot utrymningsvägar. Dimensionering av ventilation utifrån miljökrav medför högre energikostnader samt troligen underhållskostnader jämfört med

dimensionering utifrån sikt eller brand. Driftskostnad (energiåtgång) till följd av brand bör vara nästan noll (det ska ju helst inte ske bränder). Underhållet av ventilationsutrustning etc är sannolikt mycket lägre vid dimensionering enbart för brand än vid miljökrav.

BILAGA 7: PRINCIPER FÖR NOLL- OCH UTREDNINGSSALTERNATIV

I denna bilaga presenteras steget som i den svenska förordningen om konsekvensutredning vid regelgivning kallas *alternativa lösningar* och som även innefattar effekter om någon reglering inte kommer till stånd, se bilaga 1. WSP har anpassat steget till rådande begreppsanvändning inom trafikplanering.

I beslutsunderlag rörande exempelvis planering av trafikinfrastruktur eller vid miljökonsekvensbeskrivningar beskrivs ett nollalternativ såväl som utredningsalternativ. Nollalternativet är ett tänkt scenario där ingen åtgärd genomförs. Nollalternativet kallas även referens- eller jämförelsealternativ. Utredningsalternativet avser i stället den eller de påtänkta åtgärder eller regleringar som övervägs för att komma till rätta med rådande problembild. I detta avsnitt beskrivs nollalternativ respektive utredningsalternativ i vår utredning.

1. NOLLALTERNATIV

Vid planering av vägtunnlar är definitionen av nollalternativet relativt komplex. Om ingen tunnel byggs, var kommer trafiken färdas då? Vilka blir hälsokonsekvenserna till följd av det? Om genomförandebeslut för tunneln redan har fattats, men utan riktvärde för luftkvalitet, vad är då ett rimligt nollalternativ? Inom projektet har olika förslag till nollalternativ därför diskuterats initialt:

1. Halten längs en motorväg:
 - En motorväg kan anses vara den alternativa färdvägen till en vägtunnel?
2. Tunnel med enbart brandventilation:
 - Tunneln har ventilation med en kapacitet som är dimensionerad för brand (lagstadgat). I flera fall behövs en lägre kapacitet hos ventilationen för att klara en brand än för att uppfylla luftkvalitetsmål.
3. Tunnel med brandventilation samt ventilation för godtagbar sikt vid normala driftsförhållanden:
 - Tunneln har ventilation med en kapacitet som är dimensionerad för brand (lagstadgat) samt för godtagbar god sikt vid normala driftsförhållanden på grund av uppvirvling av vägdamm.

Funderar man i termer av en generell metod för att beräkna situationsspecifika riktvärden för olika tunnlar behöver nollalternativet anpassas till det skede som vägtunnelutredningen befinner sig i. I de fall där vägtunneln redan har projekterats och installationer samt drift därmed redan har dimensionerats kan det tredje alternativet vara mest lämpligt med ett

nollalternativ som beskriver en ventilationsutrustning som används för att hålla god sikt. För vägtunnlar som är i tidigare skeden av sin utformning, där till exempel lokaliseringen inte är helt beslutad är troligen ett annat nollalternativ lämpligt.

Att dimensionera för brandkrav vid installation är lagstadgat och bör således ingå i ett nollalternativ (såväl som i utredningsalternativ). WSP antar därav att nollalternativet i denna konsekvensutredning omfattar:

- brandkrav vid investering (lagstadgad dimensioneringsgrund)
- siktkrav vid drift (eller nivå vid avstängd ventilation beroende på vilket som uppnås först).
- Underhåll av ventilationsutrustning

2. UTREDNINGSSALTERNATIV

Som utredningsalternativ kan en eller flera åtgärder vara aktuella för att komma till rätta med den identifierade problembilden. I den här utredningen kommer analysen att utgå från olika haltnivåer och vilka effekter det ger på hälsa, ventilationskostnader med mera. Det kan sägas vara ett *exogent perspektiv*; vi har bestämt oss för att det ska vara möjligt att bygga långa vägtunnlar i Sverige. I analysen vill vi identifiera ett miljökrav med bästa möjliga hälsoeffekt (lägsta risk för negativa hälsoeffekter) till en för samhället rimlig nivå av kostnader. WSP har därför antagit att utredningsalternativen i denna konsekvensutredning, utöver dimensioneringen enligt nollalternativet, även omfattar:

- tillkommande investeringar för att upprätthålla en viss haltnivå
- tillkommande drift för att upprätthålla en viss haltnivå
- tillkommande underhåll för att upprätthålla en viss haltnivå

Utifrån ett mer generellt resonemang kring luftkvalitet och vägtunnlar kan en alternativ åtgärd för att minska hälsorisker av avgaser tänkas vara att reglera hur långa vägtunnlar som får byggas så att individernas vistelsetid i tunnlar begränsas. Ett annat alternativ är att lägga över ansvaret på individen som då i kortare tunnlar får stänga av fordonets ventilation helt och använda recirkulation. I långa tunnlar bör rekommendationen vara att ha låg fläkt på, annars immar bilen igen. Ett tredje alternativ skulle vara att införa någon typ av reglering som förespråkar användandet av ny teknik som är inom räckhåll.

I tidiga skeden, vid förstudier och i projekteringsarbete, kan alternativet att bygga kortare tunnlar (som begränsar vistelsetiden i tunneln) vara en tänkbar åtgärd. Även i de skedena kan metodiken med en transparent konsekvensanalys med ett samhällsperspektiv vara ett bra beslutsunderlag för att föra planeringen framåt.

Att inte inkludera krav på den enskilde föraren som färdas i tunneln är enligt vissa en snäv avgränsning av utredningsalternativet. Tillsammans med beställarna på Transportstyrelsen och Trafikverket har vi i denna utredning dock valt att utgå ifrån samhällsansvar vid utformning av utredningsalternativet snarare än individers möjliga ansvar.

Vad gäller teknisk utveckling är fordonsflottan i förändring med flera nya bränslen (och motorer) under de senaste åren. Det medför förändrade

utsläpp och - i normalfallet – successivt allt mindre emissioner från nya bensin- och dieselfordon jämfört med tidigare generationer av motsvarande fordon . Vid en övergång till eldrift försvinner till exempel alla utsläpp av avgaser lokalt och negativa hälsoeffekter minimeras, så även i vägtunnlar.

REFERENSER

Referenslistan är strukturerad enligt APA-systemet.

Abbey, D.E. Ostro, B.E. Petersen, F. Burchette, R.J. (1995). Chronic respiratory symptoms associated with estimated long-term ambient concentrations of fine particulates less than 2.5 microns in aerodynamic diameter (PM_{2.5}) and other air pollutants. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, sida 137-159.

Abbey, D.E. Nishino, N. McDonnell, W.F. Burchette, R.J. Knutsen, S.F. Beeson, L. (1999). Long term Inhalable Particles and other air pollutants related to mortality in nonsmokers. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*.

Arbetsmiljöverket. (2017). Förslag till föreskrifter om Hygieniska gränsvärden. Hämtad från: <https://www.av.se/globalassets/filer/om-oss/remisser/2016-048854-remisshandlingar-hygieniska-gransvarden.pdf>

Arbetsmiljöverket. (2015). Riskperception och interventionsmetoder. Kunskapssammanställning 2015:7. Hämtad från: <https://www.av.se/globalassets/filer/publikationer/kunskapssammanstallningar/riskperception-och-interventionsmetoder-kunskapssammanstallningar-rap2015-7.pdf>

ASEK, Trafikverket. (2018). Analysmetod och samhällsekonomiska kalkylvärden för transportsektorn (ASEK 6.1)

Ashely, N.M. Boulter, P.G. Roddis, D. McDonough, L. Patterson, M. Rodriguez del Barco, M. Mattes, A. Knibbs, L.D. In-vehicle nitrogen dioxide concentrations in road tunnels. *Atmospheric Environment*, sida 234-248.

Beelen m.fl. (2014). Effects of long-term exposure to air pollution on natural-cause mortality: an analysis of 22 European cohorts within the multicenter ESCAPE project. *Lancet*, sida 785-795.

Brandt, Rune., Lucchini, Stefano. (2016). *E4 Förbifart Stockholm*. Trafikverket.

Boardman, A.E., Greenberg, D.H., Vining, A.R, Weimer, D.L. (2011). Cost-Benefit Analysis. Concepts and Practice. 4th ed. New Jersey: Pearson Education Company.

Boverket. (2010). Radon i inomhusmiljön – en konsekvensanalys av att införa WHO:s nya rekommendationer på radonvärden. Karlskrona: Boverket.

Cesaroni, G. m.fl. (2014). Long term exposure to ambient air pollution and incidence of acute coronary events: prospective cohort study and meta-analysis in 11 European cohorts from the ESCAPE Project. *BMJ*.

Darby m.fl. (2005). Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *BMJ*; 2005;330:223.

Energimarknadsinspektionen. (2017). Ursprungsmärkning av el. Hämtad 2018-04-07 från: <https://www.ei.se/sv/for-energiforetag/el/ursprungsmarkning-av-el/>

Faustine, A. Rapp, R. Forastiere, F. (2014). Nitrogen dioxide and mortality: review and meta-analysis of long-term studies. *European Respiratory Journal*, sida 744-753.

Fewtrell, L. Bartram, J. *Water Quality – Guidelines, Standards and Health: Assessment of risk and risk management for water-related infection disease*. Genève: WHO (Världshälsoorganisationen).

Folkhälsomyndigheten. (2014). Folkhälsomyndighetens allmänna råd om ventilation. Stockholm: FoHMFS.

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 A Journal of the human environment*, sida 11-19.

Forsberg, B. (2017). Vad i trafikföroreningar är det egentligen som är farligt? Hämtad ifrån: https://www.naaf.no/globalassets/allergi-i-praksis/2-2017/aip-2-17_forsberg_trafikforeningar_side-6_11.pdf

Förordning (2015:216) om trafikbuller vid bostadsbyggnader. Svensk författningssamling. Hämtad från: https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/forordning-2015216-om-trafikbuller-vid_sfs-2015-216

Förordning (2007:1244) om konsekvensutredning vid regelgivning. Svensk författningssamling. Hämtad från: https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/forordning-20071244-om-konsekvensutredning-vid_sfs-2007-1244.

Gustafsson, M. (2016). *Luftföroreningar i tunnlar [PowerPoint-presentation]*. Hämtad 2018-05-17 från http://www.oslvf.se/wp-content/uploads/2015/11/Mats_Gustafsson_OSLVF_170220.pdf

Gustafsson, M., Saeed, A., Blomqvist, G., Yingying, C., Gudmunsson, A., Janhäll, S., Johansson, C., Norman, M. & Olofsson, U. (2016). *Particles in road and railroad tunnel air - Sources, properties and abatement measures (VTI-rapport 2016:917A)*. Hämtad från: https://www.vti.se/sv/Publikationer/Publikation/particles-in-road-and-railroad-tunnel-air_1059647

Hicks, J.R. (1939). Value and capital. Vol 2, 2th ed. Oxford: Clarendon.

Hoek, G. Krishnan, R.M. Beelen, R. Annette, P. Ostro, B. Brunekreef, B. Kaufman, J.D. (2013). Long-term air pollution exposure and cardop-respiratory mortality: a review. *Environmental health*, sida 12-43.

Holland, M (2014). Implementation of the HRAPIE Recommendations for European Air Pollution CBA work. Final version. January 2014, EMRC. <http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/CBA%20HRAPIE%20implement.pdf>

Hultkrantz, L. Svensson, M. (2012). The values of a statistical life in Sweden: A review of the empirical literature. *Health Policy*, sida 302-312.

Jerrett, M. Burnett, R.T. Ma, R. Pope, C.A. 3rd., Krewski, D. Newbold, K.B. (2005). Spatial analysis of air pollution and mortality in Los Angeles. *Epidemiology*, sida 727-736.

Karolina Institutet. (2014). Partiklar. Hämtat från: <https://ki.se/imm/partiklar>

- Kelly, K. (1991). The Myth of 10^{-6} As a Definition of Acceptable Risk. Presented at the 84th Annual Meeting of the Air and Waste Management Association. Vancouver, B.C, Canada.
- Lee, B.J. Kim, B. Lee, K. Air pollution exposure and cardiovascular disease. (2014). *Toxicological Research*, sida 71-75.
- Lipsett, M.J. m.fl. (2011). Long-term exposure to air pollution and cardiorespiratory ^{diseases} in the California teachers study cohort. *Am J Respir Crit Care Med*, sida 828-835.
- Luftkvalitetsförordningen (2010:477). Svensk författningssamling. Hämtad från: http://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/luftkvalitetsforordning-2010477_sfs-2010-477
- Lundin, J. (2018). Quantification of a Safety Target for an Underground CNG Bus Terminal in Stockholm. Stockholm: WSP.
- Malmqvist, E. Tinnerberg, H. Dos-responssamband för kortvarig ökning av NO₂. Lund: Avdelningen för Arbets- och miljömedicin Lunds Universitetet.
- Medina, S. Plasencia, A. Ballester, F. Mücke, H.G. Schwartz, J. (2004). Apheis: public health impact of PM₁₀ in 19 European cities. *Journal of Epidemiology and Community Health*, sida 831-836.
- MSB. (2012). Riskvärdering – Ekonomisk värdering av hälsorisker idag och i framtiden. Karlstad: Myndigheten för samhällsskydd och beredskap.
- Molnár, P. Bellander, T. Sällsten, G. Boman, J. (2007). Indoor and outdoor concentrations of PM_{2,5} trace elements at homes, preschools and schools in Stockholm, Sweden. *Journal of Environmental Monitoring*, sida 348-357.
- 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.
- Naturvårdsverket. (2017). Vägledning i Klimatklivet – Beräkna utsläppsminskning. Hämtad från: <https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/bidrag-och-ersattning/bidrag/klimatklivet/vagledning-utslapp-klimatklivet-20170810.pdf>
- Naturvårdsverket. (2017)^b. Fakta om partiklar i luft. Hämtat från: <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Klimat-och-luft/Luftforeningar/Partiklar/>
- Naturvårdsverket (2017)^c. Fakta om kväveoxider i luft. Hämtat från: <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Klimat-och-luft/Luftforeningar/Kvaveoxider/>
- Naturvårdsverket. (2017)^d. Marknära ozon. Hämtad från: <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Klimat-och-luft/Luftforeningar/Marknara-ozon/>
- Naturvårdsverket. (1998). Utveckling av nya miljökvalitetsnormer. Rapport 4925. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. (2002). Förslag till miljökvalitetsnorm för bensen och koloxid. Rapport 5208. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Nerhagen, L. Björketun, U. Genell, A. Swärdh, J-E. Yahya, M-R.kningsexempel. (2015). Externa kostnader för luftföroreningar och buller

från trafiken på det statliga vägnätet. Kunskapsläget och tillgången på beräkningsunderlag i Sverige samt några beräkningsexempel. Linköping: VTI.

Nerhagen, L. Forsstedt, S. Hultkrantz, L. (2017) Analyser av politikens samhällskonsekvenser är otillräckliga i Sverige. Ekonomisk debatt nr 3, årgång 45.

Orru, H. Forsberg, B. Assessment of long-term health impacts of air quality with different guideline values for NO_x in the planned by-pass tunnel Förbifart Stockholm. Institutionen för folkhälsa och klinisk medicin: Umeå Universitetet.

Pascal, M. Corso, M. Chanel, O. Declercq, C. Badaloni, C. Ceasaroni, G. (2013). Assessing the public health impacts of urban air pollution in 25 European cities: results of the Aphekom project, sida 390-400.

Peterson, M. Espinoza, N. (2008). Värdering av olycksrisker – Etik och riskvärdering. Luleå Tekniska Universitetet: Räddningsverket.

PIARC. (2012). Road tunnels: vehicle emissions and air demand for ventilation. Paris: World Road Association mondiale de la route.

Pope, C.A. Thun, M.J. Namboodiri, M.M. Dockery, D.W. Evans, J.S. Speizer, F.E. Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, sida 660-674.

Raaschou-Nielsen, O. Andersen Z.J. Beelen R. Samoli, E. Stafoggia, M. Weinmayr, G. (2012). Air pollution and lung cancer incidence in 17 European cohorts: prospective analyses from the European Study of cohorts for air pollution effects (ESCAPE). *The Lancet Oncology*, sida 813-822.

Schindler, C. Keidel, D. Gerbase, M.W. Zemp, E. Bettschart, R. Brändli, O. (2009). Improvements in PM₁₀ exposure and reduced rates of respiratory symptoms in a cohort of Swiss adults (SAPALDIA). *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, sida 579-587.

SOU (2013:57). Samordnande bullerregler för att underlätta bostadsbyggandet. Stockholm: Näringsdepartementet.

SLB. (2007). Hälsoeffekter av partiklar. Stockholm: Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbund (SLB).

SLB. (2008). Underlag och förutsättningar för fortsatt projektering om luftkvalitet för Förbifart Stockholm. Hämtad från: https://www.trafikverket.se/contentassets/8ee802f438714e0da9d481dac339dc7d/provningar/bilaga_underlag_och_forutsattningar_for_fortsatt_projektering_om_luftkvalitet.pdf

SLB (2010) Tunnelluftmätningar - Underlag FUD-projekt, Vägverket Region Stockholm. SLB 1:2010.
Hämtad från: http://slb.nu/slb/rapporter/pdf8/slb2010_001.pdf

SLB. (2013). Halter av partiklar och NO_x i fordon i relation till omgivningsluftens halter. Underlag för skattning av trafikantexponering. Hämtad från: http://slb.nu/slb/rapporter/pdf8/slb2013_001.pdf

Socialstyrelsen. (2017). Nationella riktlinjer för vård och stöd vid missbruk och beroende. Stockholm: Socialstyrelsen.

Stafoggia, M. Cesaroni, G. Peters, A. Andersen, Z.J. Badaloni, C. Beelen, R. (2014). Long term exposure to ambient air pollution and incidence of cerebrovascular events: results from 11 European cohorts within the ESCAPE project. *Environ Health Perspect*, sida 191-125.

Stockfelt, L. Andersson, E.M. Molnár, P. Rosengren, A. Wilhelmsen, L. Sallsten, G. Barregard, L. (2015). Long term effects of residential NOx exposure on total and cause-specific mortality and incidence of myocardial infarction in a Swedish cohort. *Environmental research*, volume (142), sida 197-206.

Sweco (2016) Validering av känslighetsanalyser av Sampers för Stockholm, baserat på basprognos 2016-04-01.

Svensson, M. Hultkrantz, L. (2015) Ekonomiska utvärderingar I svensk offentlig sektor – likheter och skillnader. Ekonomisk debatt nr 3, årgång 43.

Tillväxtverket. (2018). Handledning för konsekvensutredning. Hämtad 2018-01-19 från: <https://tillvaxtverket.se/amnesomraden/forenkling/handledning-for-konsekvensutredning.html>

Trafikanalys. (2018). Trafikarbete på svenska vägar. Hämtad 2018-06-27 från: <https://www.trafa.se/globalassets/statistik/trafikarbete/2018/trafikarbete-pa-svenska-vagar-1990-2017.pdf>20180427.

Trafikförvaltningen Stockholm läns landsting, SLL. (2016). Resvanor i Stockholms län 2015. Hämtad ifrån: <https://www.sll.se/globalassets/2.-kollektivtrafik/kollektivtrafiken-vaxer-med-stockholm/su/resvaneundersokningen/resvanor-i-stockholms-lan-2015-version-20160817.pdf>

Trafikverket (2013). E4 Förbifart Stockholm, VST_001, samlad effektbedömning, Godkänd av Trafikverket 2013-05-07. https://www.trafikverket.se/TrvSeFiler/Foretag/Planera_o_utreda/Samhallsekonomiskt_beslutsunderlag/Region_Stockholm/3_Investering/VST001_e4_for_bifart_stockholm/vst_001_forbifart_stockholm_seb_130503_g.pdf

Trafikverket. (2016)^a. Forskningsprogram om tunnelluft – slutrapport. Utvärdering av hälsoeffekter av korttidsexponering samt förslag på fortsatt arbete. Borlänge: Trafikverket.

Trafikverket. (2016)^b. Krav tunnelbyggande. TDOK 2016:0231, version 1,0. Borlänge: Trafikverket.

Trafikverket. (2018)^a. E4 Förbifart Stockholm. Hämtad 2018-04-01 från: <https://www.trafikverket.se/nara-dig/Stockholm/projekt-i-stockholms-lan/Forbifart-stockholm/>

Trafikverket. (2018)^b. Tunnlarna i Förbifart Stockholm. Hämtad 2018-02-05 från: <https://www.trafikverket.se/nara-dig/Stockholm/projekt-i-stockholms-lan/Forbifart-stockholm/Tunnlar/>

Trafikverket. (2018)^c. Östlig förbindelse. Hämtad 2018-05-01 från: <https://www.trafikverket.se/nara-dig/Stockholm/projekt-i-stockholms-lan/Ostlig-forbindelse/>

Trafikverket. (2018)^d. Luftkvalitet i vägtunnlar. Hämtad 2018-05-17 från: <https://www.trafikverket.se/for-dig-i-branschen/miljo--for-dig-i-branschen/Luft/Vagtrafikens-utslapp/luftkvalitet-i-vagtunnlar/>

Trafikverket. (2018)^e. Om E4 Förbifart Stockholm-projektet. Hämtad 2018-05-18 från <https://www.trafikverket.se/nara-dig/Stockholm/projekt-i-stockholms-lan/Forbifart-stockholm/Om-projektet/>

Trafikverket (2018)^f Trafiktillväxt för väganalyser i Samkalk. PM Ärendenummer TRV 2017/58771, Trafikverket 2018-04-01.

Trafikverket (2018)^g. Trafikverkets årsredovisning, Borlänge februari 2018.

Trafikverket (2018)^h. PM Förbifart Stockholm – Tunnelluft. Del 1; hälsoeffekter. Borlänge: Trafikverket.

Transportstyrelsen (TSFS 2015:27). Transportstyrelsens föfattningssamling. Transportstyrelsens föreskrifter och allmänna råd om säkerhet i vägtunnlar m.m.

Vägtunnlar i Sverige. (2018). Lista över vägtunnlar i Sverige på *Wikipedia*. Hämtad 2018-05-02 från: https://sv.wikipedia.org/wiki/Lista_%C3%B6ver_v%C3%A4gtunnlar_i_Sverige

Vägverket. (2004). Vägverkets allmänna tekniska beskrivning för nybyggande och förbättring av tunneln. Publ. 2004:124. Borlänge: Vägverket.

Weinmayr, G. Hennig, F. Fuks, K. Nonnemacher, M. Jakobs, H. Möhlenkamp, S. (2015). Long-term exposure to fine particulate matter and incidence of typ 2 diabetes mellitus in a cohort study: effects of total and traffic-specific air pollution. *Environmental International*, sida 243-250.

WHO. (2005). Air Quality Guidelines Global Update 2005. Hämtad från: http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf

WHO. (2013). Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP Project. Hämtad från: http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0004/193108/REVIHAAP-Final-technical-report-final-version.pdf Technical report.

WHO. (2013)^b. Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project. New emerging risks to health from air pollution – results from survey of experts. Hämtad ifrån: http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0017/234026/e96933.pdf?ua=1

WSP, Umeå Universitetet, Karolinska institutet. (2017). Metod för DALY beräkningar i transportsektorn. Stockholm: WSP.

VI ÄR WSP

WSP är ett av världens ledande analys- och teknikkonsultföretag. Vi verkar på våra lokala marknader med stöd av global expertis. Som tekniska experter och strategiska rådgivare har vi tillgång till ingenjörer, tekniker, naturvetare, planerare, utredare och miljöspecialister liksom professionella projektörer, konstruktörer och projektledare. Vi erbjuder hållbara lösningar inom Hus & Industri, Transport & Infrastruktur och Miljö & Energi. Med drygt 39 000 medarbetare på 500 kontor i 40 länder medverkar vi till en hållbar samhällsutveckling. I Sverige har vi omkring 4 000 medarbetare. wsp.com

WSP Sverige AB
121 88 Stockholm-Globen
Besök: Arenavägen 7
T: +46 10 7225000
Org nr: 556057-4880
Styrelsens säte: Stockholm
wsp.com

