

INNEHÅLLSFÖRTECKNING	Sida
.....	
4. Kontroll av trafikrelaterade luftföroreningar	1
4.1. Planering och uppföljning av planer	1
4.2. Befintliga vägar.....	2
4.2.1. Utsläppsberäkningar	2
4.2.2. Objektiv skattning.....	3
4.2.3. Modellering.....	3
4.2.4. Mätning	5
4.3. Koppling till det kommunala ansvaret för kontroll av miljö kvalitetsnormer	7
4.4. Referenser till kapitel 4.....	8

4. Kontroll av trafikrelaterade luftföroeningar

Miljöbalkens egenkontrollregel (MB 26 kap, 19 §) anger att den som bedriver verksamhet eller vidtar åtgärder som kan medföra olägenheter på människors hälsa eller påverka miljön fortlöpande ska planera och kontrollera verksamheten för att motverka eller förebygga sådana olägenheter.

Genom egna undersökningar eller på annat sätt ska verksamhetsutövaren hålla sig underrättad om verksamhetens eller åtgärdens påverkan på miljön.

Egenkontrollskyldigheten kan innebära att beräkningar och mätningar behöver göras samt rutinmässiga undersökningar och bedömningar.

I Vägverkets publikation ”Miljöindikatorer för Vägverket och vägtransportssystemet” (2003:183) anges en beskrivning av metoder för bl.a. beräkning av överskridanden av miljökvalitetsnormer samt antal personer som är utsatta för luftföroeningar över MKN. Miljöindikatorerna är giltiga för perioden 2002-2005. I Vägverkets Mål- och måttdatabas har indikatorerna och metodiken reviderats. Se även VV publikation 2007:46, där det framgår att beräkningsmodellen SIMAIR framförallt ska användas för genomförande av egenkontroll av luftkvaliteten.

4.1. Planering och uppföljning av planer

I förstudieskedet för ett vägprojekt bör en grov bedömning göras av effekter på trafikarbete och om eventuella omfördelningar av trafik görs. En grov bedömning av halter kan göras med nomogrammetoden, se avsnitt 7.6.

En grov bedömning görs av om effekter på luftkvalitet är en relevant fråga och om det handlar om förbättringar och/eller försämringar och om konsekvenserna rör få eller många människor eller eventuellt endast naturen/ekosystemen. Behov av noggrannare analyser i fortsatt arbete bör anges.

I vägutredning utförs beräkningar för NO₂ och PM₁₀, eventuellt fler ämnen i de fall som nomogrammetoden visat på behov av ytterligare dataunderlag för bedömning. Alternativ jämförs med avseende på halter i luft samt uppskattat antal boende och känsliga miljöer längs planerade sträckningar och längs befintlig väg och eventuellt andra väglänkar/gator som berörs. Beräkningarna kan utföras med SIMAIR eller någon annan beräkningsmodell för vägtrafik, se avsnitt 6.2.

En utvärdering av konsekvenserna i termer av bidrag till mål inom transportpolitiken och miljöpolitiken efterfrågas ofta, se kapitel 3. Om det finns regionala eller lokala mål kan det även vara aktuellt med mål för det specifika projektet.

Vid framtagande av arbetsplan enligt Väglagen (1971:948) ska en MKB upprättas. Vid behov utförs mer detaljerade beräkningar av halter eller haltbidrag av trafikrelaterade luftföroeningar. Beräkningarna kan utföras med någon av de modeller som beskrivs i kapitel 6. Här kan det även handla om att belysa effekter av och kostnader för alternativa åtgärder för att begränsa luftföroeningshalterna för berörda människor och t.ex. deras bostäder.

Inom ramen för en sådan MKB ställer Vägverket krav på bedömning av uppföljningsbehov (VVFS 2001:18, 36 §), varvid osäkerheter om åtgärdsbehov och effekter kan klargöras. Eventuellt förslag till miljöuppföljningsprogram ska motiveras i varje del. Beslut om uppföljning i arbetsplan sker på grundval av beskrivningen i MKB. Beslutet tas av väghållaren själv och anges i arbetsplanen eller i fastställelsebeslut.

I områden där den planerade vägen går genom detaljplanelagt område ska en MKB upprättas enligt Plan- och bygglagen. Miljökvalitetsnormerna bör särskilt uppmärksammas i följande situationer:

1. I områden där halterna av luftföroreningar ligger nära eller över normvärdet och där planläggningen kan innebära att koncentrationerna ökar på grund av att utluftningen minskar, t ex genom skapande av tunnelmynningar eller inneslutning av väg/gaturum.
2. Planer som kan medföra en påtaglig trafikökning och ge tydliga öknings av föroreningshalter vid gator och vägar där halterna redan ligger nära normvärdet, t.ex. externhandelsområden eller utbyggnad av områden som är beroende av en utfartsväg med höga luftföroreningshalter.
3. Om det kan befaras att bebyggelse blir olämplig med hänsyn till boendes och övrigas hälsa. Föroreningshalterna kan exempelvis bli så höga att det blir hälsomässigt olämpligt med bebyggelse.
4. Vid detaljplanering för vägar kan trafikmängderna lokalt och över ett större område påverkas.

4.2. Befintliga vägar

4.2.1. Utsläppsberäkningar

För befintliga vägar kan det vara lämpligt att fortlöpande göra utsläppsberäkningar av de luftföroreningar som regleras med miljökvalitetsnormer eller som målsatts i miljökvalitetsmålen. Utsläppen relateras till trafiken i enlighet med beskrivningen i kapitel 5.9 Emissioner från vägtrafik och 6.1 Befintliga modeller.

Exakt vilka uppgifter som behövs för utsläppsberäkning beror på vilken emissionsmodell som väljs, men trafikflöden, väglklass, fordonstyper m.m. är viktiga parametrar i sammanhanget.

I Vägverkets nationella vägdatabas sammanställs uppgifter om alla vägar i Sverige. Kommunala väghållare har möjlighet att frivilligt rapportera in uppgifter till NVDB som ligger till grund för analyser och enhetlig utsläppsrapportering. Vägverket avtalar om indatleveranser från enskilda kommuner.

I några län/regioner finns även regionala emissionsdatabaser, som även innehåller uppgifter om övriga utsläppskällor i området; stora punktkällor, vedeldning, ytkällor m.m. En beskrivning ges i kapitel 6.2 samt i Appendix 3. Emissionsdatabaserna är beroende av regelbundna uppdateringar av data från trafiksektorn.

4.2.2. *Objektiv skattning*

En första bedömning av haltnivån invid en gata/väg kan göras med objektiv skattning. Förhållandena kan t.ex. jämföras med andra gator/vägar med liknande förutsättningar, där förhållandena är mer kända.

För en första bedömning av halter av NO₂ och PM₁₀ bör jämförelsen kompletteras med skattningar enligt nomogrammetoden, se avsnitt 7.6.

4.2.3. *Modellering*

Om den första bedömningen visar att halterna, skattade antingen som medelvärde eller som extremvärde ligger över den nedre utvärderingströskeln för luftkvalitet (se Naturvårdsverkets Luftguide, bilaga 5 eller SFS 2001:527) behöver man gå vidare med en noggrannare bedömning.

För att ha godtagbar noggrannhet i bedömningen av föroreningshalt måste man både ha tillgång till en relevant spridningsmodell och till relevanta indata i form av aktuella emissioner och information om de atmosfäriska processer som leder till spridning, transport, kemisk omvandling samt deposition. Krav på beräkningsnoggrannhet ställs bl.a. i Naturvårdsverkets mätföreskrifter NFS 2007:7 och är i storleksordningen $\pm 50\%$ av de statistiska mått som används i definitionen av miljökvalitetsnorm. Till en viss del kan osäkerheten i indata minskas genom att modellen valideras genom jämförelse med mätresultat.

Här rekommenderas att använda systemet SIMAIR för den fortsatta bedömningen av föroreningshalter av NO₂, partiklar och bensen m.m., eftersom systemet tar hänsyn till uppgifter från NVDB samt tar hänsyn till bidrag från andra kända källor, däribland långdistanstransport, svenska källor och källor i tätort. Systemet kan bl.a. användas för att analysera bidrag från olika källområden samt redovisa beräknade emissioner från vägtrafiken enligt Artemis-modellen. Se även Appendix 2 för en beskrivning av andra tillgängliga spridningsmodeller. Systemet SIMAIR är utvecklat för användning på kommunal nivå eller på Vägverkets regionkontor.

En fördel med SIMAIR är att indata uppdateras regelbundet och att emissionsfaktorer tas fram på ett kvalitetssäkrat sätt. Det är därför möjligt att följa trender i luftkvaliteten genom att arbeta med scenarion för olika år eller genom att studera framtida scenarion.

I ett nationellt perspektiv uppstår problem med uppfyllande av MKN främst i vägars närområde, framförallt om en hårt trafikerad väg är omgärdad med hus som begränsar ventilationen. Naturvårdsverket, Vägverket och SMHI har därför tagit fram modellsystemet SIMAIR för att beskriva luftmiljön i dessa områden. SIMAIR kom i operativ drift under 2005 och har bl.a. under 2007 validerats mot mätdata (se under <http://www.luftkvalitet.se>).

Jämförelser mellan SIMAIR-beräknade halter och uppmätta koncentrationer har utförts för fyra olika städer - Sundsvall, Uppsala, Stockholm och Malmö. Merparten av miljökvalitetsnormens statistiska haltmått för PM₁₀, som årsmedel, 90- och 98-percentiler och antalet dygn med halter över 50 µg/m³, beräknas inom intervallet $\pm 25\%$, vilket till och med uppfyller kvalitetskravet för mätningar. SIMAIR-beräknade NO₂-halter visar på motsvarande noggrannhet, väl inom miljökvalitetsnormens krav på $\pm 30\%$.

I jämförelse med normerna så ligger PM_{10} på många håll närmast till för att överskrida normvärdet, följt av NO_2 och därefter bensen. Kolmonoxid är till mycket liten del ett MKN-problem för svenska tätorter. För simulering av PM_{10} och NO_2 i SIMAIR kan följande rekommendationer vara användbara:

- **PM_{10} :** Det långväga haltbidraget är betydelsefullt i hela Sverige och allra högst i den södra delen (knappt $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$), betydligt lägre i Norrland ($5-10 \mu\text{g}/\text{m}^3$). I tätorter sker en höjning på något eller några mikrogram, det urbana bidraget skapat av stadens egna utsläpp. Det är i gatunivå som riktigt höga värdena kan uppstå, beroende på mycket höga emissioner av slitagepartiklar under främst senvinter och vår. Under perioder med upptorkande vägbanor, och då bilparken fortfarande har en hög andel dubbdäck, sker de flesta överskridandena av MKN-värdet för högsta dygnsmedelvärde. Allra sydligaste Sverige brukar ha betydligt lägre halter eftersom dubbdäcksanvändningen där är begränsad.

När SIMAIR pekar på höga PM_{10} -halter, är det viktigt att kontrollera att angivna schablonvärden för dubbdäcksanvändning och sandning är realistiska. För själva spridningsförloppet är också gatans och omgivande byggnaders geometri av avgörande betydelse för haltkoncentrationen i gaturummet. Kontrollera speciellt hushöjder och bredd mellan hus. Självklart är antalet fordon per dygn också en avgörande fråga, mera viktig än en exakt fördelning mellan tunga och lätta fordon.

- **NO_2 :** Det långväga bidraget är mindre för NO_2 än för PM_{10} , men istället växer det urbana bidragets betydelse. I SIMAIR-valideringen påtalas tendenser till att det modellberäknade urbana haltbidrag i Norrland underskattas i SIMAIR, troligen som följd av att SIMAIR inte förmår efterlikna de kraftiga inversioner som uppstår vintertid. Mätningar i urban bakgrund från tätorten ifråga, eller från en närliggande ort, kan ge en indikation om SIMAIRs resultat måste korrigeras (SMHI kan utifrån mätningar förbättra SIMAIRs urbana bakgrundshalt). SIMAIRs beräkning av det lokala bidraget, inne i gatumiljön, är mindre känsligt för inversioner och bör ge realistiska resultat. Liksom för alla simuleringar i gaturum så är det viktigt att väl beskriva hushöjder och bredd mellan husen. Fordonssammansättningen, t ex uttryckt som andel tung trafik, är kritisk för NO_2 -halterna, eftersom det råder stora skillnader i emissionsfaktor för olika fordonskategorier. SIMAIR tar, i och med att ARTEMIS-modellen står för emissionsfaktorerna, hänsyn även till den andel av utsläppet som sker i form av NO_2 . NO_2 -andelen i avgasutsläpp har kraftigt ökat de senaste åren och kan för vissa dieselfordon uppgå till 60-70%. Detta kan få till följd att minskade totala NO_x -utsläpp från trafiken ändå inte medför sjunkande NO_2 -halter i gatumiljö.

Om modelleringen visar att halterna ligger över den nedre utvärderingströskeln för luftkvalitet kan man överväga att använda t ex diffusiva provtagare under en kortare period (minst 8 veckor) för att mäta medelvärden. Extremvärden kan därefter beräknas för NO_2 med regressionsformler enligt nomogrammetoden.

4.2.4. Mätning

Ansvar för att genomföra kontinuerliga eller indikativa mätningar ligger hos kommunen (miljökontoret), men väghållaren kan påverkas om kommunen i samråd väljer mätplats vid en gata/väg.

I Naturvårdsverkets Luftguide beskrivs en strategi för kommunernas kontroll av luftkvaliteten. Naturvårdsverket har även utfärdat föreskrifter och allmänna råd om kontroll av miljökvalitetsnormerna. I samverkansområden, där flera kommuner går samman för att utvärdera luftkvaliteten, ska beräkningarna alltid kompletteras med modellering.

Som förberedelse inför planarbete kan det finnas särskilda skäl att tidigt uppmärksamma miljökvalitetsnormerna vid befintliga vägar, se avsnitt 4.1 ovan om detaljplanelagt område. I det fallet är målet att skapa underlag för planering och åtgärder. Även för uppföljning av åtgärder är det värdefullt att ha tillgång till mätdata från perioden innan åtgärden genomfördes. Naturvårdsverket ger råd om placering av provtagningsutrustning i mätföreskrifterna (se NFS 2007:7).

För utveckling och validering av spridnings- och emissionsmodeller kan det finnas särskilda skäl att sätta upp mätningar i någon form. Syftet med valideringen är att visa att modellen uppfyller de kvalitetskrav som gäller för den aktuella tillämpningen.

Vid validering är det bättre att ha några få bra stationer i landet för samtidig mätning av luftkvalitet, trafik och meteorologi. Mätdata bör genereras på timbasis.

För att säkra kvaliteten behöver man i förväg tänka igenom syftet med mätningarna och viken datakvalitet som eftersträvas för att uppnå målen; antalet mätplatser och val av mätplats, val av mätmetod, utvärdering av mätutrustning samt utbildning av den personal som ska sköta mätningarna. En förorening som orsakar en akut effekt (kort responstid) kräver ett annat angreppssätt än ett ämne som är cancerogent. Noggrannare anvisningar för mätningar finns i "Luftguiden" samt på hemsidan för Referenslaboratoriet för tätortsluft (<http://www.itm.su.se/reflab/>).

För att möjliggöra en jämförelse mellan olika mätinsatser är det viktigt att klassificera mätpunkten. Några exempel på klassificering visas i tabell 4.1.

Tabell 4.1 Exempel på klassificering av mätpunkter.

Klassificering	Huvudtyp	Beskrivning
Tätortscentrum	Urban bakgrund (taknivå)	En lokalisering i tätort, representativ för en generell befolkningsexponering i centrum, t. ex. gågator och andra platser där många människor uppehåller sig.
Urban bakgrund (för mindre tätorter ofta liktydigt med tätortscentrum)	Urban bakgrund (taknivå)	En lokalisering i tätort, skild från direktpåverkan av närliggande källor, representativ för en tätortsintegrerad befolkningsexponering.
Förortsområden	Urban bakgrund (taknivå)	Lokalisering i bostadsområden i utkanten av tätorten.
Väggkant, öppna gator	”Hot spot” (gatunivå)	En lokalisering inom 1-5 m från trafiken.
Trottoar, gaturum	”Hot spot” (gatunivå)	En lokalisering inom 1-5 m från trafiken. Cirka 1-2 m från eventuell fasad.
Industriområden	”Hot spot” (marknivå)	Ett område (utanför industrin) där industriella utsläpp ger ett betydande bidrag till belastningen.
Regional bakgrund	Regional bakgrund (rural mätning)	En lokalisering på landsbygd i anslutning till urbana områden.
Bakgrund (renluftsområden)	Regional bakgrund (rural mätning)	En lokalisering så långt som möjligt från vägar, befolkade och industriella områden, representativt för storregional bakgrund och långväga transport).
Andra typer		Andra lokaliseringar. Kan gälla speciella omgivningar, t. ex. vägtunnlar, eller påverkan i speciella områden, t.ex. skolor, sjukhus, eller vara riktade mot speciella källor.

Kunskapen om trafikflöden och trafiksammansättning underlättar valet av mätpunkt. Gäller mätningarna t.ex. att ge underlag för hälsoriskuppskattningar av direktemitterade ämnen med akut effekt, kan man härigenom få hjälp att identifiera de mest belastade områdena och andra områden där befolkningsexponeringen kan förväntas vara hög.

Förhärskande väderförhållanden och den lokala topografin påverkar spridningen av luftföroeningarna och därmed valet av mätpunkt. För sekundära luftföroeningar påverkas också bildningen i atmosfären.

Har man tillgång till relevant information om emissioner och meteorologi och en lämplig validerad modell kan man också använda spridningsberäkningar eller tidigare mätdata för att underlätta valet av mätpunkt.

Annan information som demografiska data, hälsoinformation, befolkningsdata och markanvändning är värdefull att ta hänsyn till vid val av mätpunkt.

Vid val av mätpunkt måste man beakta hur luftföroeningshalterna varierar i tid och rum. Den stora rumsliga variation som primära trafikrelaterade luftföroeningar - t.ex. NO, CO och bensen – uppvisar i omedelbar anslutning till gator och vägar, gör valet av mätpunkt

extra kritiskt där. Koncentrationen är högst närmast källan, men avtar sedan snabbt med avståndet. Sekundära luftföroreningar däremot - t.ex. NO₂, som till övervägande delen kommer från oxidation av NO med O₃ – uppvisar en betydligt mindre variation i rummet. Även O₃ är relativt jämnt distribuerat, men här är halten lägre nära gator och vägar på grund av reaktionen med NO.

Man behöver även ta hänsyn till praktiska frågeställningar som:

- Allmän säkerhet
- Påträngande intryck av mätplatsen
- Bevakning/vandalisering
- Tillgång till el/tele och underhåll
- Tillstånd att sätta upp mätutrustningen
- Lokala källor eller annan lokal påverkan på halterna
- Aerodynamik och läbildning

Vädret påverkar inte bara spridningen, utan ibland också källstyrkan. Det är därför angeläget att vid mätningar i utomhusluft även dokumentera relevanta meteorologiska parametrar, vanligen vindhastighet, vindriktning och temperatur, för att kunna bedöma mätresultatens representativitet. Om samtida, kontinuerliga och/eller regelbundet återkommande mätningar av mer långsiktig karaktär utförs i området kan detta ofta vara tillräckligt.

Vid utvärdering av föroreningsmätningar i ett gaturum kan det vara mer relevant att använda uppgifter från meteorologiska mätningar ovan tak än mätningar genomföra i omedelbar anslutning till mätpunkten.

4.3. Koppling till det kommunala ansvaret för kontroll av miljö kvalitetsnormer

Kommunerna har enligt förordningen om miljö kvalitetsnormer för utomhusluft skyldighet att kontrollera luftkvaliteten samt bedöma om miljö kvalitetsnormerna överskrids inom kommunen. Regelverket ställer krav på övervakning i kommunerna, men kommunerna kan också kräva att kontroller eller förbättrande åtgärder görs av verksamhetsutövare, t ex väghållare, med stor påverkan på luftkvaliteten. Kraven bör stå i proportion till verksamhetens bidrag till överträddandet.

Kommunerna ska årligen rapportera mätdata till Naturvårdsverket, via Datavärden för tätortsluft, för kontroll av miljö kvalitetsnormerna, se http://www.ivl.se/miljo/db/IVL_tatort_registersida.htm.

Enligt mätföreskrifterna (NFS 2007:7) krävs en utökad redovisning om någon miljö kvalitetsnorm riskerar att överskridas. Bland annat ska förmodad orsak till överskridandet klargöras och en bedömning av antalet personer eller den areal som berörs av överskridandet ges. För mer information hänvisas läsaren till "Luftguiden".

Väghållaren har här möjlighet att lämna indata från sina mätningar som stöd i utvärderingen i den mån som underlag finns i resultat från egenkontrollen.

Om beräkningar finns som kan styrka överskridandet eller risken för överskridande skall även dessa redovisas vid sidan av mätresultaten.

4.4. Referenser till kapitel 4

Fördjupningsdokument miljö – Frisk luft 2008-2017. Publikation 2007:46. Vägverket 2007.

Luftguiden. Handbok med allmänna råd om miljö kvalitetsnormer för utomhusluft. Naturvårdsverket Handbok 2006:2.

Miljöindikatorer för Vägverket och vägtransportssystemet. Vägverket Publikation 2003:183.

Naturvårdsverkets föreskrifter om kontroll av miljö kvalitetsnormer för utomhusluft. NFS 2007:7.

Naturvårdsverkets allmänna råd om miljö kvalitetsnormer för utomhusluft. NFS 2006:5.