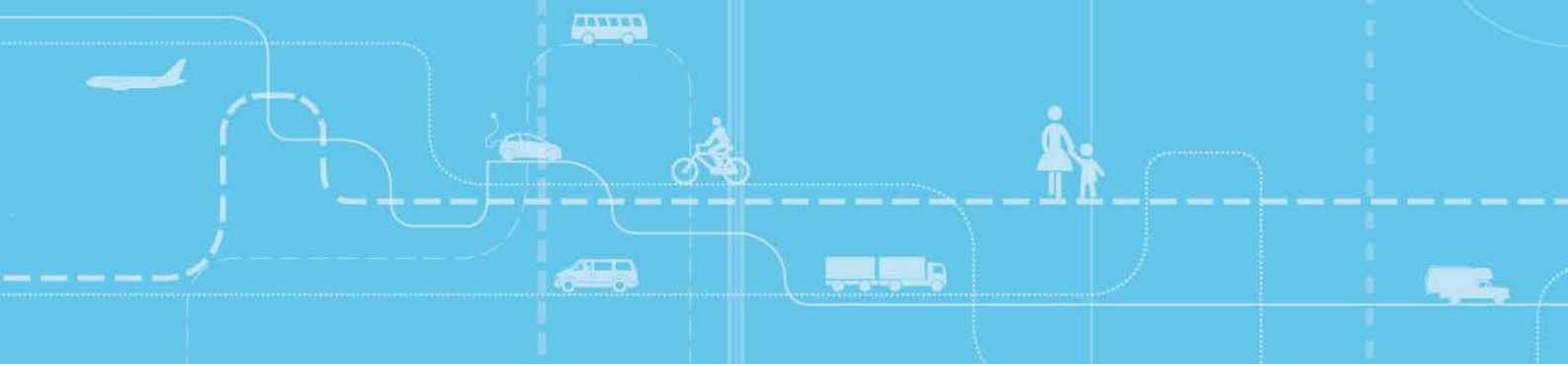
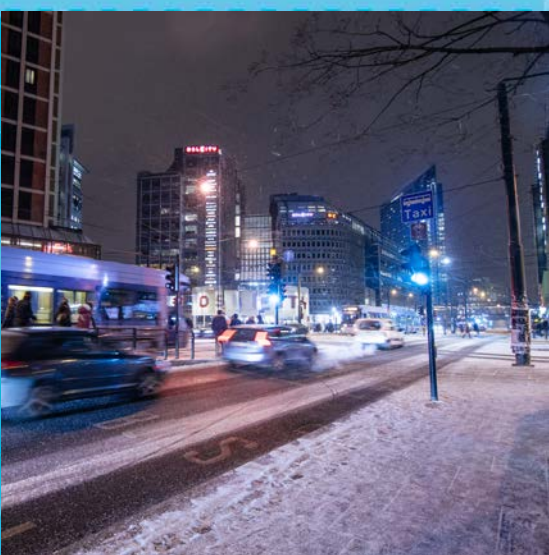


Reiserelatert eksponering for luftforurensning i Norge



Reiserelatert eksponering for luftforurensning i Norge

Ingrid Sundvor

Forsidebilde: Oslo sentrum Shutterstock

Transportøkonomisk institutt (TØI) har opphavsrett til hele rapporten og dens enkelte deler. Innholdet kan brukes som underlagsmateriale. Når rapporten siteres eller omtales, skal TØI oppgis som kilde med navn og rapportnummer. Rapporten kan ikke endres. Ved eventuell annen bruk må forhåndssamtykke fra TØI innhentes. For øvrig gjelder [åndsverklovens](#) bestemmelser.

Tittel: Reiserelatert eksponering for luftforurensning i Norge

Forfatter: Ingrid Sundvor
Dato: 12.2017
TØI-rapport: 1608/2017
Miljødirektoratet: M-887|2017

Sider: 32
ISBN elektronisk: 978-82-480-2106-3
ISSN: 0808-1190
Finansieringskilde: Miljødirektoratet

Prosjekt: 4524 – Reiserelatert Eksponering for luftforurensning
Prosjektleder: Ingrid Sundvor
Kvalitetsansvarlig: Erik Figenbaum
Fagfelt: Miljø, energi og teknologi
Emneord: Eksponering
Fysisk aktivitet
Miljø
Reisemåte

Sammendrag:

Hvordan man ferdes i trafikken og hvilken reisemåte man velger kan være avgjørende for hva og hvor mye luftforurensning man blir eksponert for. Denne litteraturstudien har prøvd å finne svar på hva man blir eksponert for på reiser i Norge. Det er funnet at t-banen trolig har høye svevestøvnivåer og at busser har en vesentlig grad av egenforurensning. Videre er det klart at filter i moderne biler kan være viktige for å begrense partikkelmengden inni bilene mens syklistene og fotgjengere er spesielt utsatt for mange høye topper fra eksosforurensning. Ingen studier er derimot utført i Norge på reiserelatert eksponering og litteratur fra utlandet er ikke tilstrekkelig representativ for å kunne gi kvantitative svar. Men man vet en del om hvilke faktorer som er viktig for de ulike reisemåtene og som kan være nyttig for å tilrettelegge for lavest mulig eksponering under reiser.

Title: Exposure to air pollution related to transport mode in Norway

Author: Ingrid Sundvor
Date: 12.2017
TØI Report: 1608/2017
Norwegian Environment Agency: M-887|2017
Pages: 32
ISBN Electronic: 978-82-480-2106-3
ISSN: 0808-1190
Financed by: Norwegian Environment Agency

Project: 4524 – Reiserelatert Eksponering for luftforurensning
Project Manager: Ingrid Sundvor
Quality Manager: Erik Figenbaum
Research Area: Environment, Energy and Technology
Keywords: Choice of transport modes
Environment
Exposure

Summary:

Mode of transport might be crucial for exposure to air pollution. This literature review has focused on levels of travel exposure in Norway. It is found that the metro likely have high concentration levels of particulate matter while busses have important levels of self-pollution. Particle concentrations inside vehicles are dependent on efficient filtering of air whereas bikers and pedestrians are experiencing large rapid variations in their exposure with high peaks due to exhaust plumes. No literature was found on studies in Norway and international results on travel related exposure was not found relevant enough to give quantitative estimates. However, knowledge about important factors for the observed concentration levels in different transport modes is useful to facilitate for reduced exposure during travel.

Language of report: Norwegian

Transportøkonomisk Institutt
Gaustadalleen 21, 0349 Oslo
Telefon 22 57 38 00 - www.toi.no

Institute of Transport Economics
Gaustadalleen 21, 0349 Oslo, Norway
Telephone +47 22 57 38 00 - www.toi.no

Forord

Luftforurensning har godt dokumenterte negative effekter på folks helse. Trafikk er en viktig utslippsskilde som bidrar til forhøyede konsentrasjonsnivåer i Norge for mange luftforurensningskomponenter. Hvor og når man ferdes i trafikken, samt hvilket transportmiddel man bruker, vil kunne være avgjørende for hva man blir eksponert for. Langs og ved veiene er konsentrasjonene forhøyet. Hvor mye og hva en person blir eksponert for i løpet av en dag kan være sterkt påvirket av den eksponeringen som skjer under reise f.eks. til og fra jobb.

Aktive transportmåter, som sykling og gange, blir klart promotert av myndighetene som et tiltak også for å få redusert biltrafikken. Dette økte fokuset har også økt interessen for hvilke positive og negative effekter en mer aktiv transportmåte har sammenlignet med mer passive transportmåter som f.eks. bil. Hovedformål med prosjektet har vært å finne ut hvilke nivåer av luftforurensning mennesker kan bli utsatt for ved ulike transportmåter ved å gjennomgå litteratur om temaet.

Oppdragsgiver for prosjektet har vært Miljødirektoratet. Prosjektleder ved TØI har vært Ingrid Sundvor, som også har hatt ansvar for gjennomføringen av litteraturstudien og å skrive rapporten. Astrid Amundsen og Hanne Beate Sundfør har bidratt med innspill og diskusjoner. Erik Figenbaum har kvalitetssikret rapporten. Takk til Per Schwarze og Marit Låg ved Folkehelseinstituttet (FHI) og Bo Gleditsch og Nina Brun fra Norges Astma- og Allergiforbund (NAAF) for tilbakemelding på vår forespørsel etter litteratur om norske forhold.

Oslo, desember 2017

Transportøkonomisk institutt

Gunnar Lindberg
Direktør

Michael W.J. Sørensen
Arbeidsleder

Innhold

Sammendrag

Summary

1	Innledning.....	1
1.1	Bakgrunn.....	1
1.2	Spørsmålene og formål med oppdraget.....	2
1.3	Avgrensning	2
1.4	Forurensningskomponenter.....	3
2	Gjennomføring av litteraturstudien	4
2.1	Litteratursøk.....	4
2.2	Gjennomgang av litteraturen	4
3	Resultater	6
3.1	Metode i studiene	6
3.2	Komponenter.....	6
3.3	Konsentrasjonsnivåer for ulike reisemåter	7
4	Luftkvalitet i Norge.....	16
4.1	Typiske konsentrasjonsnivåer i Norge	16
4.2	Sesongvariasjoner i Norge.....	18
4.3	Døgnprofiler	20
5	Svar og diskusjon	22
5.1	Svar på spørsmålene.....	22
5.2	Diskusjon.....	27
5.3	Videre forskning	28
6	Referanser.....	29

Sammendrag

Reiserelatert eksponering for luftforurensning i Norge

TOI rapport 1608/2017
Forfatter: Ingrid Sundvor
Oslo 2017 32 sider

Luftforurensning er et verdensomspennende helseproblem og trafikk er en av de største kildene i byområder. Hvordan man ferdes i trafikken og hvilken reisemåte man velger kan derfor være avgjørende for hva og hvor mye man blir eksponert for. Denne litteraturstudien har prøvd å finne svar på hva man blir eksponert for på reiser i Norge, ved å sammenstille internasjonal litteratur. Det er funnet at det er sannsynlig at t-banen har høye svevestøvnivåer og at busser har en vesentlig grad av forurensning fra sin egen eksos. Videre er det klart at filter i moderne biler kan være viktige for å begrense partikkelmengden inni bilene mens syklistene og fotgjengere er spesielt utsatt for raske variasjoner i luftforurensningen med mange høye toppler pga. eksos. Det er ikke gjort studier på reiserelatert eksponering i Norge. Funnene fra utenlandske studier er ikke representativ nok til å kunne gi kvantitative svar for norske forhold. Men man vet en del om hvilke faktorer som er viktig for de ulike reisemåtene og som kan være nyttig slik at man kan tilrettelegge for lavest mulig eksponering under reiser.

Hva har reisemåte å si for eksponering i Norge?

Luftforurensning er for høy i flere norske byer, både i forhold til grenseverdiene i forurensningsforskriften og Verdens helseorganisasjons retningslinjer for god luftkvalitet. Mange kommuner har derfor iverksatt ulike tiltak for å få ned nivåene av luftforurensningen. Flere tiltak er rettet mot å få ned trafikkmengdene og både kollektivtransport, gange og sykling blir promotert. Men har reisemåte noe å si for hva og hvor mye luftforurensning man blir utsatt for? Det er noe av det denne litteraturstudien har sett på.

Vanskelig å overføre internasjonale resultater til norske forhold

Komponentene som er omtalte i litteraturen og som er vurdert relevante for Norge er svevestøv (PM), i ulike fraksjoner, inkludert Black Carbon (BC) og partikkelantall (PNC), samt nitrogendioksid (NO₂). De fleste studiene som ser på ulike reisemåter er utført i større byer som London og Paris. Dette er byer som har høyere nivåer av luftforurensning enn norske byer. Det var derfor ikke mulig å gi kvantitative svar på hva man blir eksponert for i Norge. Et par av studiene vi har sett på var utført under forhold som ligner på de norske (f.eks. i Finland og Sverige), men var utført i for kort tidsrom (kun sommer) eller i for spesielle forhold (høye konsentrasjoner i tunell). Derfor kan resultatene ikke brukes direkte. Men faktorene som rapporteres å være styrende for eksponeringsnivåene er likevel gyldige. F.eks. er spredningsforholdene generelt veldig styrende for all uteluft, både for hvordan forurensningsnivåene varierer i tid (f.eks. fra dag til dag) og hvor de høyeste nivåene inntreffer, selv om det er utslippene som er årsaken til forurensningsnivåene.

Klare ulikheter for forskjellige reisemåter

For reiser med t-banen er det forventet å finne de høyeste nivåene for PM fordi dette rapporteres for undergrunnsbaner verden over. Svevestøvet i undergrunnsbaner vil ha en annen kjemisk sammensetting og størrelses-sammensetningen enn uteluften fordi blant annet eksospartikler ikke bidrar. Svevestøvet kommer fra slitasje fra bremses, skinner og hjul og inneholder derfor mye metallpartikler. For t-banen vil generell utforming og teknisk løsning (f.eks. bremsesystem) være en viktig faktor for svevestøvnivåene. Andel av traseen til en reisende under bakken er forventet å være avgjørende for den totale eksponeringen.

Veitransport er en av de største kildene til lokal luftforurensning i Norge. For forurensningsnivåene inni biler er det ventilasjonsraten og filtereffektiviteten som er viktigst for hvor mye av utekonsentrasjonens partikler som kommer inn i kupeene. For gassene, som NO₂, er konsentrasjonene inni bilen ganske like som i uteluften, så lenge man ikke har på resirkulering av luften i kupeen. Trafikkmengde og avstand fra andre bilers eksos vil også være avgjørende.

Det er vist at trase er en faktor som er viktig for observert luftforurensningsnivå i busser. Det betyr implisitt at spredningsforholdene, bakgrunnsnivåene og forurensning fra annen trafikk er viktig. Dette gjelder også trikker og bybaner, men for busser er egenforurensning en svært viktig tilleggsfaktor. Konsentrasjoner de reisende blir utsatt for mens de venter på bussen eller trikken er ikke rapportert i mer enn to studier som er gjennomgått og kun for ultrafinepartikler (UFP). Men fra erfaringene fra studier som har sett på sykkel og gange, samt kunnskap om generell spredning, kan man trygt si at jo lenger avstand fra trafikken jo bedre.

Gående og syklende blir ifølge funnene typisk eksponert for store korte topper i konsentrasjonene. God avstand fra trafikken og enkeltbiler og minst mulig kryssing av vei vil kunne begrense eksponeringen, spesielt for eksosrelatert forurensning. Det å ha separate sykkelveier langs en større vei vil derfor kunne være bedre enn sykkelfelt i veien eller sykling i blandet trafikk i en mindre trafikkert vei. Fordi generelle spredningsforhold er så viktig vil også gåing eller sykling langs åpnere veier kunne være bedre enn i en smal byggate med bygninger på begge sider (gaterom), selv om det i gaterommet er lavere trafikkmengde. Det er derimot mer usikkerhet rundt hvordan denne gruppen blir utsatt for veistøv.

Høytrafikkerte veier med høy fart kan være en stor kilde til veistøv i Norge, spesielt i områder med høy piggdekkandel. Gang- og sykkelvei rett ved siden av en slik vei vil derfor kunne gi mer eksponering for veistøv. Separat turvei med god avstand og vegetasjon mellom de gående eller syklende og trafikken vil derfor være å foretrekke.

Betydning av tid og sted

Tidspunktet man reiser på kan være viktig for eksponering for enkelte komponenter og for de reisemåtene som spesielt lar seg påvirke av enkeltbilers eksosutslipp, som f.eks. gående og syklende. Det er høyere nivåer av luftforurensning på dagtid enn på natten og lavere nivåer på sommeren enn om vinteren, mens veistøv bidrar til høye konsentrasjoner på våren. Målestasjoner som står nær vei viser derimot at det for enkelte komponenter ikke alltid er slik at de høyeste konsentrasjonene kommer i rushtiden. Hvordan forurensningen varierer fra time til time vil også komme an på hvor man befinner seg, men værforholdene er veldig styrende og jevner derfor ut variasjonen i konsentrasjonene når man tar gjennomsnittet over en lengre periode. Det kan derfor hende at det f.eks. er større forskjell på forurensningen fra et sted til et annet enn mellom to timer når man ser på gjennomsnittene. I en slik situasjon vil da trasevalget kunne være viktigere for eksponeringen i gjennomsnitt enn tidspunkt man reiser på. Hvor store forskjeller det er fra

sted til sted vil også være viktig for om det f.eks. er bedre å ta bil eller sykle når bilen bruker kortere tid. Det kan hende at en annen trase for sykkel med lavere forurensningsnivåer vil kompensere for ekstra tidsbruk.

Helsefordeler av aktiv transport

Aktive transportmåter gir høyere doser av luftforurensning per tidsenhet fordi man puster inn mer luft når man er aktiv. Når man inkludere dette i vurderinger finner de fleste studiene at de aktive reisende samlet sett fikk høyere doser. Det er derimot store helsefordeler ved å være aktiv og de fleste studier kommer frem til at det alltid lønner seg å være aktiv. Selv om det er flere begrensninger ved disse studiene finner de at det er helsefordeler ved nivåer av luftforurensning som er mye høyere enn i Norge. Konklusjonen er nok derfor uansett gyldig alle steder i Norge på generell basis. Men folk reagerer ulikt på forurensning. For sårbare grupper og under forurensningsepisoder er det derfor ikke mulig utfra det som er gjennomgått av litteratur å si noe om hva som vil være den beste reisemåten. Denne litteraturstudien oppfordrer derfor til mer forskning på dette temaet i Norge.

Framtidsvisjon

Fordi elbilene er på full fart inn i bilparken er eksosutslippene forventet å gå jevnt og trutt nedover, så lenge trenden av elbiler i nybilsalget vil fortsette. Veistøvforurensningen vil derimot ikke løses med elbiler, fordi hovedkilden til svevestøvet ikke er eksos. Det vil derfor være spesielt viktig å finne mer ut om denne kilden med tanke på reiserelatert eksponering.

Summary

Exposure to air pollution related to transport mode in Norway

TØI Report 1608/2017

Author: Ingrid Sundvor

Oslo 2017 32 pages Norwegian language

Air pollution is a global health problem and road traffic is one of the largest sources in urban areas. Mode of transport will hence influence level of exposure. This literature review has focused on levels of travel exposure in Norway, by assembling international literature. It is found that the Metro likely have high concentration levels of particulate matter while busses have important levels of self-pollution. Particle concentrations inside vehicles are dependent on efficient filtering of air whereas bikers and pedestrians are experiencing large rapid variations in their exposure with high peaks due to exhaust plumes. No literature was found on studies in Norway. International results on travel related exposure were not found relevant enough to give quantitative estimates. However, knowledge about important factors for the observed pollution levels in different transport modes is useful to facilitate for reduced exposure during travel.

Importance of transport mode

Air pollution levels are too high in Norwegian cities, both compared to Norwegian limit values and the World Health Organization's guidelines. As a result municipalities need to implement several measures to improve the air quality. Some of the measures are intended to reduce traffic amount and public transport, biking and walking are promoted. But how do travel mode affect the exposure to air pollution? That has been the key focus in this literature review.

Challenging to use international results for Norway

Relevant compounds in Norway are particles (PM) in different fractions, including Black carbon (BC) and Particle number concentration (PNC) as well as nitrogen dioxide (NO₂). Most studies on travel exposure with different transport mode are performed in big cities, like Paris and London, with much higher concentration levels than Norwegian cities. It was therefore concluded that the results could not be used to give a quantitative answer to travel related exposure in Norway. A couple of studies we have looked at were performed under similar settings, but study restrictions like too short time frame (only summer) or very special test conditions (very high tunnel concentrations) made it not directly relevant for a quantitative estimate. However, the reported main factors for the differences and variability of the exposure levels are universally valid. For example is the local dispersion conditions a major factor determining the temporal variation (e.g. from day to day) and where the highest pollution levels occur, even if the emissions are the cause of the pollution.

Clear differences between transport modes.

For travels in the Oslo Metro it is expected that the levels of PM will be elevated because this is consistently reported from metro systems around the world. The PM in the metro will have a different chemical composition as well as size distribution compared to ambient

air. This is due to different sources and exhaust do not contribute in the metro. The PM in the metro comes from wear of rails, wheels and break and contain therefore lots of metal dust. The general layout and technicalities like braking system will be the factors influencing the metro dust production and pollution levels. The total exposure for a traveler will likely be determined by time spent in the Metro underground as it is here the levels are expected to be elevated.

Road transport is one of the largest source to local air pollution in Norway. For in-vehicle pollution levels the ventilation rate and filtering will determine the particle amount entering the cabin. For the gases, like NO₂, concentrations are more similar to the outdoor concentrations, as long as recirculation of the cabin air is not turned on. Traffic amount and distance to other vehicle's exhaust pipes will also be important.

It has been shown for busses that route is one important factor for the observed pollution levels inside the buss. From that it can be deduced that dispersion conditions, urban background levels and other traffic sources are important. This will also be true for trams and light rails, while busses have an important extra source in self-pollution. Concentration levels at bus or tram stops are only reported in two studies and only for ultrafine particles (UFP). Experience and results reported about pedestrians and bikers, and knowledge about general dispersion, suggest that distance from traffic will be crucial for at-stop exposure.

For pedestrians and bikers it is reported exposure to short and high pollution peaks. Distance to traffic and single exhaust pipes, including limiting number of road crossings, have been found to be beneficial. Separate walking and biking paths along a higher traffic density road might therefore be overall better than biking in mixed traffic on a smaller road. Because the dispersion conditions are so important an open road route could also be better than a route in an urban street with buildings on each side (street canyon) even if the street canyon might have lower traffic density. However, a large uncertainty for this group is the road dust exposure. High density roads with higher speed are a large source of road dust in Norway, especially in areas with high studded tyre fractions. A biking path adjacent to such a road might therefor give more road dust exposure. The best solution for the active travellers is anyway a complete separate route with a distance as large as possible away from sources preferably with protective vegetation.

Importance of location and time of travel

Time of day of a travel might be important for some components and the travel modes especially sensitive to single exhaust pipes, like biking and walking. Pollution levels are higher during daytime and in general higher in winter compared to summer. For some components one do not always observe the highest pollution level at rush hour, even at road side measurement station. How the pollution will vary from hour to hour will depend on the place and localization of emission sources, but the weather conditions will influence the concentrations in such a way that they will smooth out the variation when looking at the pollution average over a long period of time. The difference in pollution level might be larger from one place to another or time of day when looking at the averages. This difference of space vs time could also be important when comparing two transport modes, for instance biking and using the car. For a biker, it might be possible to choose a low concentration route which will compensate for the extra time needed compared to a car traveling faster, but along a higher polluted road.

Health benefits of active transport

Active transport leads to increase in respiration levels and hence increased dose of air pollution pr. unit time. Taking this into account most studies found that the active traveller received the largest overall dose. The health benefits of activity is large and most studies conclude that these health benefits anyway outweigh the health risk from air pollution. Even if these studies have several limitations the conclusions hold even in areas with way higher pollution levels than Norway. It should hence be fair to conclude that active transport can be recommended everywhere in Norway on a general basis. People do however have very individual responses to air pollution. For groups at special risk or during a pollution episode it is not possible to conclude from the literature what should be the recommended transport mode. This is a theme that should be explored in further studies.

Outlook

Electric vehicles are a rapidly increasing part of the Norwegian fleet leading to decreasing exhaust pollution. Pollution from road dust will none the less keep on being a large source as exhaust is not the main contributor. Road dust should hence get attention in future studies on travel related exposure in Norway.

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Luftforurensning har godt dokumenterte negative effekter på folks helse. Trafikkrelatert forurensning er spesifikt knyttet til flere ulike helseutfall som luftvei-, hjerte- og kar-sykdommer og kreft (WHO, 2013). Luftforurensningsnivåene i flere norske byer er over tillatte grenseverdier og Norge ble derfor dømt i EFTA domstolen i 2015. Trafikk er en viktig utslippskilde for konsentrasjonsnivåene i norske byer for flere komponenter (Høiskar et al, 2014, Nasjonalt beregningsverktøy¹). For slike komponenter (NO₂, PM₁₀ etc.) er det langs veiene at konsentrasjonene er høyest i uteluft. Flere steder bidrar trafikk med over 90 % til disse konsentrasjonene (Nasjonalt beregningsverktøy). Reisevei og reisetidspunkt, samt hvilket transportmiddel man bruker, vil derfor kunne være avgjørende for hva man blir eksponert for.

Ved å redusere konsentrasjonsnivåene vil befolkningen bli beskyttet mot negative helsekonsekvenser som sykdom og for tidlig død, og samfunnet vil kunne bli spart for store kostnader. Når det er fare for at grenseverdiene fastsatt i forurensningsforskriften brytes må derfor kommunene og andre eiere av forurensende anlegg (f.eks. Statens vegvesen) iverksette tiltak. Noen av tiltakene som enkelte steder gjennomføres i dag, er støvbinding med magnesiumklorid, veirengjøring, piggdekkavgift og miljødifferensierte bompenger. I tillegg gjennomføres det andre ikke trafikkrelaterte tiltak som f.eks. støtte til skifte av vedovn. Redusert biltrafikkmengde vil bidra til å redusere forurensningen, og aktive transportmåter, som sykling og gange, blir klart promotert av myndighetene som et tiltak for å få ned biltrafikken. Over 70% av voksne i alderen 20-34 år oppfyller ikke den anbefalte minimumsmengden av fysisk aktivitet i løpet av en uke (Helsedirektoratet, 2014). Promotering av og tilrettelegging for aktiv transport vil derfor kunne være et viktig bidrag for å øke andelen fysisk aktivitet i befolkningen.

I tillegg til de tiltak som er iverksatt for å få ned det generelle forurensningsnivået er det også viktig for den enkelte å vite hva de kan gjøre for å beskytte seg mot forurensning. Prognose for forurensningsnivåene blir gitt i vinterhalvåret for enkelte byer, og man kan selv følge status for målestasjonene. Nivåene er knytte til ulike varslingsklasser (www.luftkvalitet.info) som også gir helse råd, men på et overordnet nivå. Bedre kunnskap om hva man blir utsatt for under reiser vil kunne være nyttig supplerende informasjon for at myndighetene kan gi mer tilpasset råd. Spesielt vil det være ønskelig å vite hvilke positive og negative effekter mer aktive transportmåter har sammenlignet med mer passive transportmåter som f.eks. bil. Det er dette som er hovedmotivasjonen for dette prosjektet. Kunnskap om eksponering ved ulike reisemåter vil man som myndighet også kunne benytte for å tilrettelegge for lavest mulig eksponering for forurensning.

¹ Nasjonalt beregningsverktøy. <http://www.luftkvalitet-nbv.no/> Nasjonalt beregningsverktøy for luftkvalitet. inneholder luftkvalitetsberegninger, inkludert kildefordeling, for ulike kommuner i Norge.

1.2 Spørsmålene og formål med oppdraget

Hovedformål med prosjektet er å finne ut hvilke nivåer av luftforurensning mennesker kan bli utsatt for ved ulike transportmåter i Norge utfra tilgjengelig litteratur. Dette er videre spesifisert med at det skal svares på to spørsmål:

1. Hvilke nivåer og komponenter av luftforurensning utsettes fotgjengere, syklist, bilførere og pendlere i kollektiv trafikk (busser, t-bane, trikk) for på sine reiser i Norge?
2. Hvilken transportmåte gir høyest/lavest eksponering for luftforurensning?

I tillegg er det ønsket svar på enda fem spørsmål:

3. Hvordan påvirker reisetidspunkt (f.eks. i rushtiden, utenfor rushtiden) og sted (byer og tettsteder sammenliknet med landlige områder) eksponering?
4. Er det noen forskjell på hvilke komponenter man i størst grad utsettes for med ulike transportmidler?
5. I hvilken grad vil tidsbruken på en strekning påvirke eksponeringen for luftforurensning med ulike former for transport (man kan f.eks. bruke kortere tid med bil, men blir kanskje eksponert for mer totalt allikevel)?
6. Er syklist og jogger mer sårbare for luftforurensning på grunn av økt fysisk aktivitet? Ser de positive helsefordelene ut til å veie opp for negative helseeffekter grunnet eksponering?
7. Hvordan vil reiserelatert eksponering endre seg når bilparken gradvis endrer seg til flere nullutslippskjøretøy?

Fordi flere av problemstillingene i spørsmål 3-7 sannsynligvis også er nevnt og analysert i studier som ville bli gjennomgått for å svare på spørsmål 1 og 2, var det forventet at de fleste spørsmålene ville kunne bli diskutert, alt ettersom hvilken litteratur som ble gjennomgått i prosjektet.

1.3 Avgrensning

De transportmåtene som ble prioritert er de som er nevnt i spørsmål 1; bil (fører eller passasjer), buss, sykkel, gange, t-bane og trikk. Det betyr at f.eks. tog, motorsykkel, ferge og båt ikke vil bli vurdert. Videre vil det vektlegges litteratur som er relevant for byer og større tettsteder og ikke rurale strøk. Det er i byområder at konsentrasjonsnivåene i Norge er høyest.

Ordet «eksponering» i spørsmål 2 er tolket som konsentrasjonsnivåer i luften for de ulike transportmåtene/mikromiljøene, og ikke videre steg knyttet til evaluering av avsetning i lungene og dose- respons funksjoner. I søkene kom det likevel opp studier som også ser på effekten på folks helse. Disse er også inkludert og ligger til grunn for blant annet svaret på spørsmål 6, men det har ikke vært aktivt søkt på slike studier.

En videre begrensning har vært hvilke komponenter som er blitt vurdert. F.eks. er det vurdert uaktuelt å inkludere komponenter som er forårsaket av industriutslipp, f.eks. SO₂, som i Norge er knyttet til spesifikke avgrensede områder, og der transportmåte således ikke vil være særlig avgjørende for eksponering. En endelig oversikt og avgrensning av aktuelle komponenter var en del av oppdraget. Svaret på spørsmål 1 ga begrensning av komponenter som er aktuelle for spørsmål 2 og de andre spørsmålene.

Litteratur som omhandler Norge var antatt å være svært begrenset, noe som viste seg å stemme. Mengden utenlandsk litteratur derimot er ganske omfattende, slik at det pga. størrelse på dette prosjektet også måtte avgrenses på mengde litteratur som kunne gjennomgås. F.eks. ble det funnet noen allerede publiserte litteraturstudier om temaene (review articles) som er benyttet, og alle enkelt artikler i disse er ikke gjennomgått på nytt.

Treff på litteratursøkene inneholdt ofte studier med ulike metoder. Det ble derfor avgrenset også når det gjelder metode for de studiene som omtaler eksponering for konsentrasjonsnivåer. Det er kun sett på studier som har målinger som hovedmetode, da dette ble vurdert til å være mest relevant for formålet med dette prosjektet. Se avsnitt 3.1.

Videre er det antatt at luftforurensningskomponentene er godt kjent og det vil ikke bli gitt en vurdering eller oppsummering av status for deres helseeffekter i denne rapporten. Hvis man ønsker å lese mer kan vi referere til rapporter fra Folkehelseinstituttet og WHO (FHI, 2013; WHO, 2013). Det vil heller ikke bli gjort en sammenligning av de ulike effektene for ulike komponenter eller noen rangering av disse. Vi bruker som utgangspunkt at det generelt anbefales å redusere eksponeringen for alle komponenter som har negative effekt på helsen, både på kort og lang sikt.

1.4 Forurensningskomponenter

BC	Black Carbon eller svart karbon er et mål for karbonholdige partikler basert på optisk målemetode. BC dannes ved ufullstendig forbrenning.
CO	Karbonmonoksid er en giftig gass. Den dannes ved ufullstendig forbrenning av bensin, ved og andre karbonholdige materialer.
NO	Nitrogenoksid er en gass som dannes sammen med NO ₂ ved høy temperatur i forbrenningsprosesser. NO omdannes ved reaksjoner med ozon, O ₃ til NO ₂ .
NO ₂	Nitrogendioksid er en gass som dannes sammen med NO i forbrenningsprosesser ved høy temperatur og ved oksidering av NO.
NO _x	Samlebegrep for nitrogenoksider, NO og NO ₂ .
O ₃	Ozon er en giftig gass som dannes ved kjemisk reaksjon mellom NO _x og hydrokarboner ved påvirkning fra lys.
PM	Particulate matter er svevestøv målt som vekt pr. luftvolum. PM deles i flere størrelsesfraksjoner som PM ₁₀ PM _{2.5} PM ₁ etc. der tallet indikerer en øvre avgrensning i størrelse. PM ₁₀ er f.eks. partikler mindre 10 µm i diameter.
PNC	Partikkelantallkonsentrasjon (particle number concentration) er et mål på antall partikler innenfor en størrelsesfraksjon av svevestøv.
SO ₂	Svoveldioksid er en fargeløs, ikke brennbar gass med skarp, ubehagelig lukt. SO ₂ dannes ved forbrenning av svovelholdig brensel.
UFP	Ultra fine partikler er svevestøv som er mindre enn 0,1 µm dvs. 100 nm i størrelse. UFP måles som regel som antall partikler.
VOC	Volatile organic compounds. Flyktige organiske forbindelser er en stor gruppe av ulike stoffer inkludert blant annet benzen, metan og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Flyktige organiske forbindelser er med på å danne ozon på bakkenivå. Noen av forbindelsene er også kreftfremkallende.

2 Gjennomføring av litteraturstudien

2.1 Litteratursøk

Litteraturstudien har bestått av litteratursøk, gjennomgang og sammenfatting av litteraturen. Litteratursøket har inkludert en fast del, en variabel del og supplerende forespørsler.

Den faste delen består av systematiske søk på noen forhåndsbestemte hovedgrupper av kilder eller steder. Vi har foretatt litteratursøk hos ulike forskningsinstitutter som TNO, VTI, SLB analys og AirParif, i ulike publikasjonsdatabaser (som TØI har kjøpt tilgang til) som Science Direct, Springer Link og Taylor & Francis, og i ulike tidsskrifter. Samtidig er det foretatt åpne internettsøk på www.google.com og www.scholar.google.com. Det har vært brukt søkeord som f.eks.: Exposure, personal exposure, air quality, microenvironements, transport mode, commuting, public transport, biking, pedestrian, bus, car og vehicles i ulike kombinasjoner med begrensning i årsperioden for de siste årene for treff i litteratur.

Den variable delen av litteratursøket består av å gjennomgå den litteratur som er funnet i den faste delen for ytterligere relevante kildehenvisninger eller forfatternavn. Dette er gjerne svært nyttig for å finne relevante publikasjoner noe tilbake i tid og utover den begrensningen som ble gitt for søket i den faste delen.

Supplerende forespørsel betyr å ta kontakt med forskere for å spørre om de har kjennskap til andre kilder enn de funne. Dette gjelder især interne eller ikke publiserte undersøkelser (grå litteratur). Generelle søk etter norske studier om eksponering til luftforurensning og reisemåte ga ingen resultat. Vi tok derfor kontakt direkte med Norges Astma- og Allergiforbund (NAAF) og Folkehelseinstituttet (FHI) for å spørre om de hadde litteratur om studier fra Norge. De kjente heller ikke til studier i Norge, men de tipset om studie i Sverige og forfatternavn for utenlandske studier som ble anbefalt.

Den eneste studien som er gjort i Norge, og som er relevant for folks eksponering under reiser, er målinger av svevestøv på Nationaltheateret stasjon (Hak, 2016). Målingene var gjort i forbindelse med planlagt utskifting av ventilasjonsanlegget og det var også fokus på arbeidsforhold på kontorer og i butikker på stasjonen. Denne og en annen studie fra NILU som er brukt som referanse var ikke åpent tilgjengelig i fulltekst slik at det ble gjort forespørsler direkte til oppdragsgiverne Bane Nor AS og Statens vegvesen for å få tilgang til rapportene. Videre ble det funnet indikasjoner på at Ruter muligens har fått utført målinger på T-banestasjoner, men forespørsel til Ruter om dette er ikke blitt besvart.

2.2 Gjennomgang av litteraturen

Litteraturen ble gjennomgått ved å lese og systematisere funnene med tanke på relevans og transportmåte samt hva som var fokus i studien. Kun studier som var aktuelle utfra de bestemte avgrensningene ble lest.

Det ble som nevnt ikke funnet noe litteratur på studier i Norge som kan svare på spørsmålene direkte. Hovedarbeidet i dette prosjektet har derfor vært å finne og sammenstille utenlandsk litteratur om temaene. Det er en rekke ulikheter mellom Norge og

andre land, og det gjør at funnene fra andre land ikke alltid direkte kan overføres til Norge. En viktig del av sammenstillingen av litteraturen har derfor vært å også vurdere hvordan de ulike resultatene fra andre land er relevante for Norge. Relevans for norske forhold for studier fra andre land ble gjort ved å vurdere nivåer og forurensningskilder. Litteratur om nordiske forhold ble således prioritert for gjennomlesning da de ble sett på som generelt mer relevante, videre har studier fra f.eks. Kina og India så høye konsentrasjonsnivåer at de er blitt vurdert som stort sett ikke relevante.

All litteratur som er funnet relevant og som falt innenfor oppdraget og avgrensningene i prosjektet blir det referert til og kan finnes i referanselisten. Mer litteratur enn dette er vurdert, men er ikke blitt funnet aktuell, og heller ikke nødvendigvis lastet ned i full tekst, og er derfor ikke rapportert. Det er funnet og gjennomgått litteratur på norsk, svensk, dansk, fransk og engelsk.

Hver reisemåte som er inkludert her er beskrevet i avsnitt 3.3 med referanser til litteraturen, mens svarene på spørsmålene vil bli diskutert i kapittel 5.

3 Resultater

3.1 Metode i studiene

Eksponerings-studier omfatter et stort forskningsfelt og både metode og formål varierer (Jerrett et al., 2005). Skal man vurdere hva hele befolkningen blir eksponert for, enten på landsbasis eller bynivå, er en vanlig metode at man bruker målte konsentrasjoner (Pope et al., 2009), eller modellerer et konsentrasjonsfelt som så kobles med et befolkningsfelt basert på hjemmeadresser (Aasvang og Schwarze, 2016; EEA, 2017; Høiskar et al., 2017). Den romlige oppløsningen for feltene samt representativiteten av å bruke hjemmeadresser er temaer som har blitt debattert for slike studier (Denby et al., 2011; Barrett et al., 2008). Det er også gjort studier som på tilsvarende måte har estimert gjennomsnittlig konsentrasjonsnivå ved å vurdere at befolkningen flytter seg i løpet av dagen f.eks. ved å bruke arbeidsadresse på dagtid eller ved å estimere gjennomsnittet langs en trase igjennom det modellerte konsentrasjonsfeltet (Barrett et al., 2008). Bruk av hjemmeadresser og relativt lav romlig oppløsning er vurdert til å kunne være nyttig for befolkningsstudier, når man ønsker estimat for større områder og store befolkningsmengder, samt vurdere generelle trender over tid. Derimot vil slike metoder ikke kunne fange opp variasjon av eksponering på individnivå eller skille på ulike aktiviteter på en god måte (Ragettli et al., 2014).

For å vurdere individenes eksponering langs ulike reiseruter eller reisemåte er det derfor vanligst å gjennomføre målinger med ulike, mer eller mindre, bærbare måleinstrumenter. Instrumentet blir gjerne båret i en ryggsekk med luftinntak i ca. høyde tilsvarende til en persons ansikt. Andre målemetoder er f.eks. bruk av utstyr tilsvarende det som er brukt i målenettverket for overvåkingen av luftkvaliteten (Miljødirektoratet, 2014) for å måle konsentrasjoner i mikromiljøer som på perronger eller inne i et lokale. Disse er større og er mer permanente (kan ikke følge en reisende), men de er ofte bedre og mer nøyaktige (Lewis og Edwards, 2016; Viana et al., 2015).

Hver målemetode innebærer altså usikkerheter i selve instrumentet samt at målingene kan bli påvirket av ytre faktorer implisitt i studie-designet. Det er ikke gjort en egen vurdering av slike usikkerhetsfaktorer, men vi forholder oss til forfatterens diskusjoner rundt dette og deres konklusjoner utfra resultatene. Litteratur som er gjennomgått i dette prosjektet for å svare på spørsmål 1 og 2 har omfattet studier der det er utført målinger som hovedmetode.

3.2 Komponenter

Det er funnet flest studier som har fokus på partikler; PM₁₀, PM_{2.5}, partikkelantall-konsentrasjon (particle number concentration, PNC) og ultrafine partikler (UFP), og sot (Black Carbon BC). For karbonholdige partikler finnes det mange definisjoner utfra analysemetoden (Hak, 2017), men BC er det som er brukt i de fleste studiene som er funnet. For PNC og UFP er det også ulikt hvilken avgrensning som er brukt for størrelsene som er målt, men typisk vil de minste partiklene være avgjørende for partikkelantallet. Det er færre som har sett på NO₂. Årsaken til dette er nok knyttet opp mot vurderingen om at partikler har større bevisbyrde med tanke på ulike helseeffekter, og at nivåene av PM er

spesielt høye for enkelte byer. Partikkelforurensningen får derfor større fokus for beskyttelse av folks helse og iverksetting av tiltak. Langtidseffekter av NO₂ er også vanskelig å skille fra effekter av andre luftforurensningskomponenter som partikler (FHI, 2013; EEA, 2017; WHO, 2013). PM_{2.5} er den komponenten som oftest blir brukt som et generelt mål (proxy) for luftforurensning i helseeffektstudier (Mueller et al., 2015).

Av gasser har man tradisjonelt, og i noen av studiene funnet i litteraturen, målt CO som en spor-komponent for trafikkforurensning. CO-nivåene har gått kraftig ned, pga. reduksjon av utslippene for denne komponenter fra kjøretøy, og er i Norge svært lave, og ikke lenger vurdert til å være et problem i uteluft (FHI, 2013). Noe høyere nivåer av CO kan evt. forventes i mer lukkede områder som parkeringshus og tunneler. Videre er det noen studier med informasjon om VOCer (f.eks. Benzen), CO₂ og O₃, men det er lite som er funnet og det er vurdert til å ikke være nok for å kunne si noe om variasjon eller nivåer for ulike reisemåter for disse komponentene. Ozon er heller ikke et stort problem i Norge, og fordi hovedkilden er langtransportert luftforurensning vil ikke reisemåte være en avgjørende faktor for eksponeringen.

For undergrunnsbaner er det også funnet litteratur som har rapportert muggsopp og andre microorgansiner i luften, men dette ser vi som utenfor formålet med denne studien og er ikke inkludert. Av samme årsak har vi heller ikke inkludert støy selv om dette også er relevant for helseeffekter hos de reisende.

Utfra hva som er funnet i litteraturen og kjennskap til nivåer i Norge har vi fokusert på NO₂ og NO_x og partikler i ulike fraksjoner og enheter (PM₁₀, PM_{2.5}, PNC, UFP) samt BC som også er en underkategori av partikler utfra kjemisk sammensetning. Fordi de ulike studiene ikke har sett på alle reisemåter og komponenter samtidig har det ikke vært mulig å si noe om hver enkelt komponent for hver enkelt reisemåte.

3.3 Konsentrasjonsnivåer for ulike reisemåter

3.3.1 T-bane

Undergrunnsbaner har vist å ha svært høye nivåer av svevestøv, der jern utgjør en stor andel av støvet (opp i 90 %) men også mange andre metaller bidrar, blant annet kobber, zink, mangan og barium (Karansiou et al., 2014; Johansson og Johansson, 2003). Konsentrasjonene som er målt på plattformer varierer mye for byer i Europa, og spenner seg for PM₁₀ fra rundt 100 til 1030 µg/m³ i middelerdi over forsøksperiodene, mens timesverdiene kan være mye høyere (Karansiou et al., 2014). En sammenligning av studier over hele verden viser at det er generelt gyldig med høye PM verdier for undergrunnsbaner (Xu og Hao, 2017).

I Sverige (Johansson og Johansson, 2003) ble nivåene på perrongen ved Mariatorget stasjon målt til 469 µg/m³ for PM₁₀ og 258 µg/m³ for PM_{2.5} i snitt over ukedagene i måleperioden. Det var mye høyere enn uteluft over bakken, selv ved en av de mest trafikkerte veiene i Stockholm. Til sammenligning var maksimum døgnmiddelerdi av PM₁₀ ved Hjortnes i Oslo på 173 µg/m³ i perioden 2010-2016 (Sentral database for lokal luftkvalitet, via admin.luftkvalitet.info). For typiske gjennomsnittlig årsmiddelerdi i Norge se Figur 8.

Hovedkilden til partiklene er lokalt produsert, og komme fra kontakt mellom hjul og skinner og bremses og hjul (Xu og Hao, 2017). Pantografen bidrar også til partikler (Gustafsson et al., 2016). Det betyr at de ulike tekniske utformingene som f.eks. strømoverførings-systemet (pantograf/sideskinne) og bremsesystemet er faktorer som kan forklare mengden støv og variasjonen målt i ulike studier (Martins et al., 2016; Xu og Hao, 2017). At det i hovedsak kun er slitasjepartikler gjør at de har en annen kjemisk sammensetning enn partikler i uteluft og størrelsesfordelingen vil være annerledes

(Gustafsson et al., 2016). Generelt er slitasjepartikler større og har annen form enn forbrenningspartikler. Ser man derfor på måleenhetene PNC eller UFP er det i studier funnet lavere verdier i undergrunnsbaner sammenlignet med andre transportmiljøer som bil, buss eller sykkel (Grana et al., 2017; Reche et al., 2017; Rivas et al., 2017). Denne ulikheten i størrelse og kjemisk sammensetning sammenlignet med uteluft er også interessant sett i lys av om de kan ha andre helseeffekter.

Konsentrasjonene på perronger er vist å ha klar sammenheng med antall tog og har dermed en døgn og ukes variasjon med lavere konsentrasjoner på natten og i helger. Dette kommer av direkte produksjon av partikler fra togene og oppvirvling av tidligere produsert og avsatt støv (Gustafsson et al., 2016; Hak, 2016; Martins et al., 2016). På togstasjoner ute og over bakken er det funnet mye lavere konsentrasjonsnivåer og f.eks. for Linköping stasjon var PM_{10} målt til $22 \mu g/m^3$ som var på nivå med annen uteluft (Gustafsson et al., 2012). Det er derfor å anta at dette også kan gjelde for t-bane-stasjoner over bakken.

Konsentrasjonene inne i tog under bakken er blitt observert til å variere en del langs traseen; konsentrasjonen økte etter å ha stoppet på en stasjon under bakken mens nivåene falt igjen frem til neste stasjon. Videre er det vist at konsentrasjonene øker når dørene åpner på underjordiske stasjoner, og at konsentrasjonene som regel er høyere hvis vinduer holdes åpne der det er tunneller (Martins et al., 2016; Rivas et al., 2017). Generelt er det slik at konsentrasjonene inne i vognene er lavere enn på perrongene (Xu og Hao, 2017; Karanasiou et al., 2014).

Oslo

Målinger på Nationaltheatret stasjon (Hak, 2016) bekrefter at det er høye konsentrasjoner i togstasjoner under bakken også i Norge. Middelkonsentrasjon av PM_{10} var målt til $236 \mu g/m^3$ på perrongen ved spor 3-4. Det var ikke målt i t-bane systemet i den studien og siden vi ikke har tilgang til konsentrasjonsnivåer på t-bane-stasjonene er det ikke mulig å si noe om forventet nivå sammenlignet med dataene fra Sverige eller andre land, som viser stort spenn i konsentrasjonene. Derimot, viser alle studier relativt høye nivåer av PM slik at det er å forvente også for t-banen i Oslo. Togsettene (MX3000) i Oslo er utstyrt med, i hovedsak, elektromagnetiske bremsesystemer noe som bør begrense produksjonen av partikler ved bremsing. Konsentrasjonene vil også variere en del fra stasjon til stasjon avhengig av utforming, plassering, ventilasjonssystem og evt. andre tiltak (Martins et al., 2016). I t-bane systemet i Oslo er de færreste av stasjonene innendørs eller under bakken, og noen av de underjordiske stasjonene er separate enkelt-stasjoner under bakken, der stasjon før og etter ligger over bakken. Slike enkeltstasjoner gjør at det er mer sannsynlig at det er større utskifting av luft på stasjonen og i tunnelen ved naturlig utlufting, noe som kan bidra til lavere konsentrasjoner. Vognene vil også få tilførsel av antatt renere uteluft før og etter et strekk under jorden slik at det kan forventes at konsentrasjonen inni vognene vil være forhøyet en kortere periode enn om det hadde vært mer av turen i tunell. Til sammenligning har den såkalte blå linjen i Sverige 19 av 20 stasjoner under bakken.

3.3.2 Buss

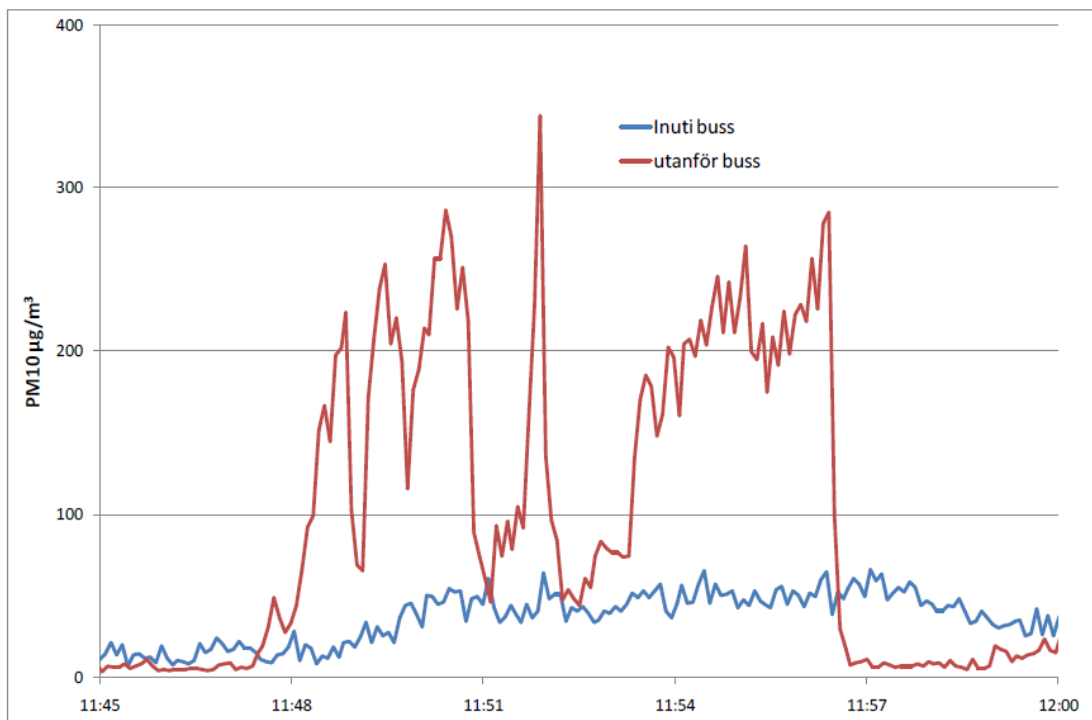
For buss har studiene mest fokus på konsentrasjonene inni bussen, og ikke ved opphold på stasjonene når man venter på bussen. Kun to studier viser resultat som kan relateres direkte til det å vente på buss. Ragetti et al. (2013) har sett på UFP og konkludere med at konsentrasjonene viser veldig stor variasjon ved buss- og trikkestoppepene de har sett på. Moreno et al. (2015) rapporterer at det sees forhøyete verdier med flere observerte toppep av partikkelantall samtidig som det registreres at forsøkspersonen er på et buss-stopp. For

nivåene inni bussene finner man at busser har høyere nivåer av forurensning enn uteluft målt ved bakgrunnstasjoner eller veinære stasjoner (Karanasiou et al., 2014).

En studie fra Paris (Molle et al., 2013) som så på forskjeller ved ulike plasseringer inni 20 leddbusser på en bussrute (rute nr. 91) kom til at NO₂ nivåene inni bussene var 1,5 til 3,5 ganger høyere enn uteluften ved en målestasjon som ligger trafikknært langs ringveien (Boulevard Périphérique Auteuil). Gjennomsnittet i bussene var på 182 og 235 µg/m³ NO₂ for de to ukene de målte, og de fant høyest nivå bakerst i bussene nærmest motor og eksosrør. For PM_{2.5} fant de at det var mer likt nivå i bussene og mye høyere korrelasjon med konsentrasjonen målt i uteluften. Nivået for PM_{2.5} inni bussene var på 59 µg/m³ mens målestasjonen viste 46 µg/m³ i samme periode. Forfatterne konkluderte med at dette viser at NO₂ er mer styrt av en lokal kilde, og at egenforurensning er en sannsynlig forklaring til noe av konsentrasjonen. De sammenlignet resultatene med en tidligere studie i Paris og konkluderte med at også traseen hadde noe å si, med markant ulike nivåer for ulike bussruter. Uteluften og annen trafikkforurensning som er implisitt en variasjon ved ulike traseer, vil ha noe å si for nivåene inni bussen, selv med en grad av egenforurensning. Spesielt vil avstand fra annen trafikk når man stopper kunne være en faktor, men det var ikke spesielt fokus på stoppestedene i de fleste av studiene. Moreno et al. (2015) så at konsentrasjonene økte inni bussen ved noen av buss-stoppende. Zuurbier et al. (2010) sammenlignet ulike busstyper i en studie fra Arnhem i Nederland. De fant at konsentrasjonen for alle parameterne i studien (PNC, PM og BC) var lavere for de elektriske bussene enn diesalbussene på samme trase, og bekrefter at busser har en stor andel egenforurensning til luften inni kupeen.

For busser er det målt nivåer av PM_{2.5} i et spenn fra 13-116 µg/m³ (Karanasiou et al., 2014), men flere av disse studiene er gjort i byer som f.eks. Paris og London som har en mye høyere bybakgrunn enn norske byer. En studie som er gjort i Helsinki (Asmi et al., 2009) hadde et bakgrunnsnivå på 9 µg/m³ for PM_{2.5} som er mer sammenlignbart med nivåene i Norge, og der fant de at nivået for PM_{2.5} inni bussen lå på 13 µg/m³ for en ny buss, mens den var 22 µg/m³ for en eldre buss. For BC var det høyere nivåer i bysentrum enn i utkanten av byen, men den eldste bussen hadde også de høyeste nivåene av BC. Igjen blir egenforurensning nevnt som en årsak til nivåene i bussene.

De fleste av buss-studiene ser på bybusser som jevnlig åpner dørene og der mye folk går av og på. For busser som ikke åpner dørene ofte (regionale busser) vil luftkonsentrasjonene inni bussen kunne være mer styrt av ventilasjonen. I en studie av Johansson et al. (2013) har de målt konsentrasjoner utenfor og inni en buss og biler ved kjøring gjennom Södra länken som hadde veldig høye nivåer av PM₁₀. Konsentrasjonene bygde seg sakte oppover i bussen, men er lite sammenlignet med tunnelluften (se Figur 1). Dette er forklart med graden av ventilasjon og filtrering samt et stort luftvolum i bussen som det tar tid å skifte ut.



Figur 1: Konsentrasjoner av PM₁₀ målt inni og utenfor en buss som kjører igjennom Södra länken tunnel (Johansson et al., 2013).

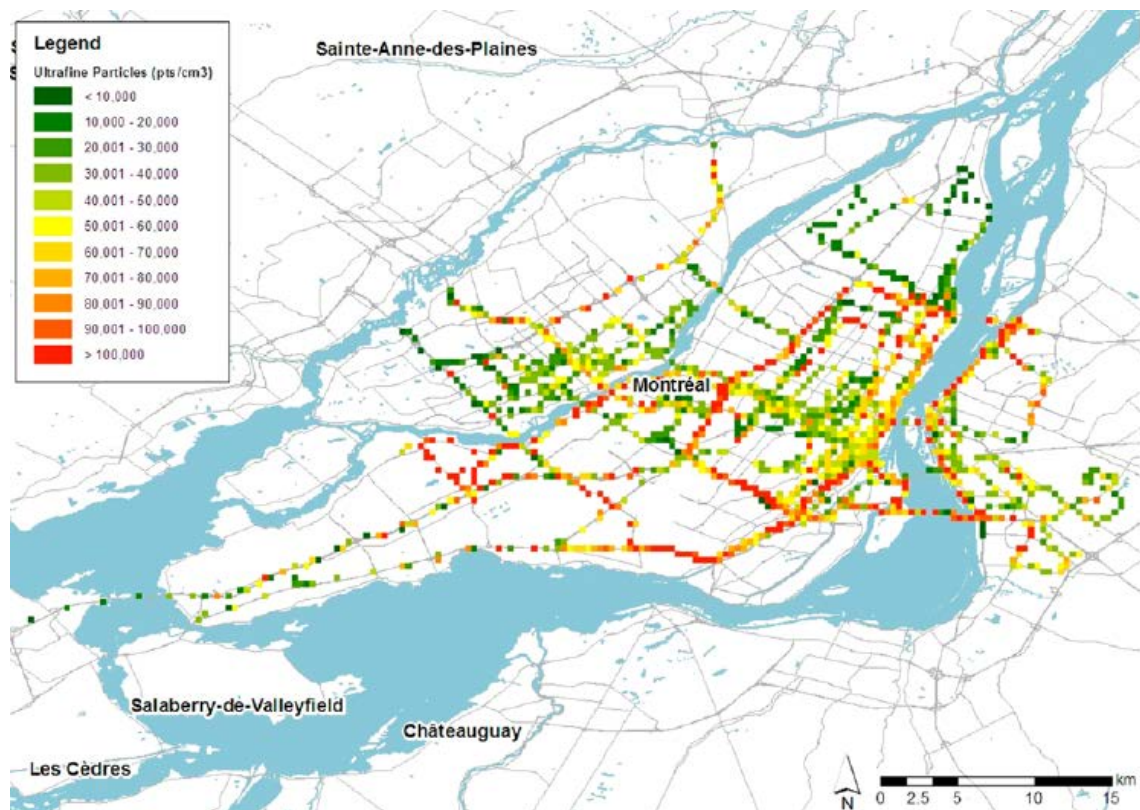
3.3.3 Trikk/bybane

Det er få studier som har sett på trikk eller bybane som reisemåte. Trikk og bybane vil som bussene kjøre strekk i blandet trafikk, og deler av og til traseer og holdeplasser med busser, men de kan også ha egne adskilte trasser. Trikken har lave egne utslipp (noe utslipp fra skinner og hjul) så nivåene inni trikk/bybane vil derfor forventes å være styrt av forurensningen utenfor og variere alt etter hvor de stopper, og avstand fra annen trafikk og forurensningskilder samt ventilasjonsnivå. Ragettli et al. (2013) konkluderer med at de fant høyere nivåer av UFP i trikkene enn i bussene i Basel fordi trikken hadde flere stopp, vinduene mer åpne og trase midt i veien. Flere av bussene var gassbuss (CNG-compressed natural gas) med lave utslipp slik at egenforurensningen var begrenset. På bybanen i Paris målte de lavere nivåer enn i bussene (Delaunay et al., 2010), men som nevnt har bussene en grad av egenforurensning fra eksos, noe trikken naturlig nok ikke har, og dette kan forklare en del av forskjellene. I tillegg har buss og bane i denne studien ikke samme trase. Bybanen går rundt ytterkanten av Paris langs en bredere og åpnere vei sammenlignet med bussrutene i bysentrum. Asmi et al. (2009) målte derimot konsentrasjoner i busser og trikker på tilnærmet samme trase og fant at trikkene i Helsinki hadde lavere konsentrasjoner enn bussene, men at forskjellen var mindre når man sammenlignet med de nye bussene. Lavere nivåer for trikk sammenlignet med busser er også funnet i Barcelona (Moreno et al., 2015).

3.3.4 Bilreiser

For komponenter som har trafikk som sin hovedkilde vil man forvente at konsentrasjonene, i snitt, er høyest i og ved en vei. Det som derfor blir viktig for eksponering under en bilreise er hvor stor forskjell det er inni og utenfor bilen. Sammen med hvordan uteluften varierer for ulike traseer vil man så kunne si noe om konsentrasjonsnivåene for en reise. Weichenthal et al. (2015) fant at bilførere i tre

kanadiske storbyer generelt er eksponert for forhøyede konsentrasjoner og at det var høy korrelasjon mellom uteluften og luften inni bilen for UFP, NO₂, PM_{2.5} og BC. For NO₂ var inni/ute faktoren ca. lik 1 i snitt, noe som vil tilsi at man er eksponert for den samme konsentrasjonen inni bilen som rett utenfor. For PM_{2.5}, BC og UFP var forholdet noe lavere, men de fant at dette var svært avhengig av om det var en diesebil i nærheten. Diesebiler i nærheten gjorde at konsentrasjonene inni bilen økte. I motsetning til de fleste europeiske byer har Canada så å si ikke diesel personbiler, men kun dieseldrevne busser og tunge kjøretøy. Diesebiler er kjent for å ha høyere NO_x utslipp samt at eldre diesebiler også har svært høye partikkelutslipp. Konklusjonen var derfor at konsentrasjonene inni bilen også lar seg påvirke av enkelte bilers eksos i tillegg til den generelle konsentrasjonen. Sammensetning av trafikken med andel tunge kjøretøy og veitype, samt andre forhold som påvirker spredningsforholdene var avgjørende for nivåene. Det ga seg utslag i blant annet synlige geografiske forskjeller i konsentrasjon inni bilen, se kart for UFP i Figur 2. Det betyr at valg av rute i slike tilfeller kan være avgjørende for eksponeringen. Goel og Kumar (2015) fant at for PNC ble konsentrasjonene mye høyere i lyskryss, og at når tid ved lyskryss utgjorde kun 2 % av reisetiden ga denne tiden rundt 25 % av bidraget til den totale konsentrasjonen.

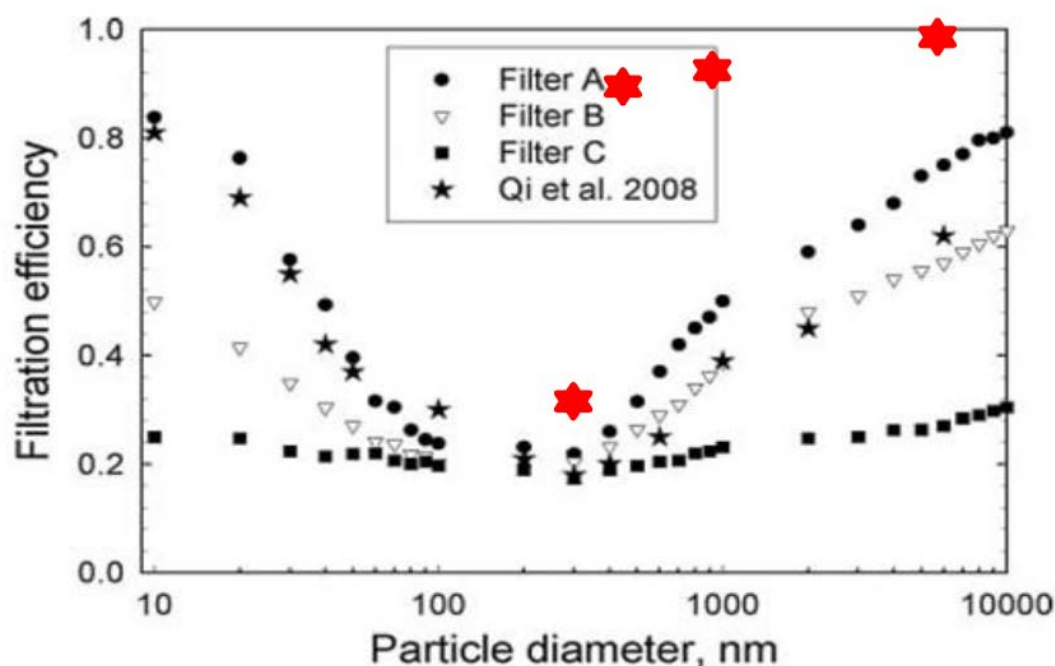


Figur 2: Romlig variasjon av UFP konsentrasjoner målt inni bil i Montreal vinterstid (Weichenthal et al. 2015).

En studie fra Paris der de målte konsentrasjoner av NO, NO₂ og PN utenfor og inni en bil, viser at det er noe ulikt fra komponent til komponent hvor raskt inneluften blir påvirket av uteluften, og at det er store og raske konsentrasjonsvariasjoner i uteluften langs traseene. Denne variasjon er påvirket av trafikkmengder, enkelte biler og forhold som påvirker spredningsforholdene som f.eks. trange gaterom eller tunneller. De fant at NO₂ nivåene inni bilen ikke varierte like raskt som utenfor. Det betyr at de høyeste toppene ikke ble målt inni bilen, men hadde også som konsekvens at luften inni bilen i perioder er høyere enn

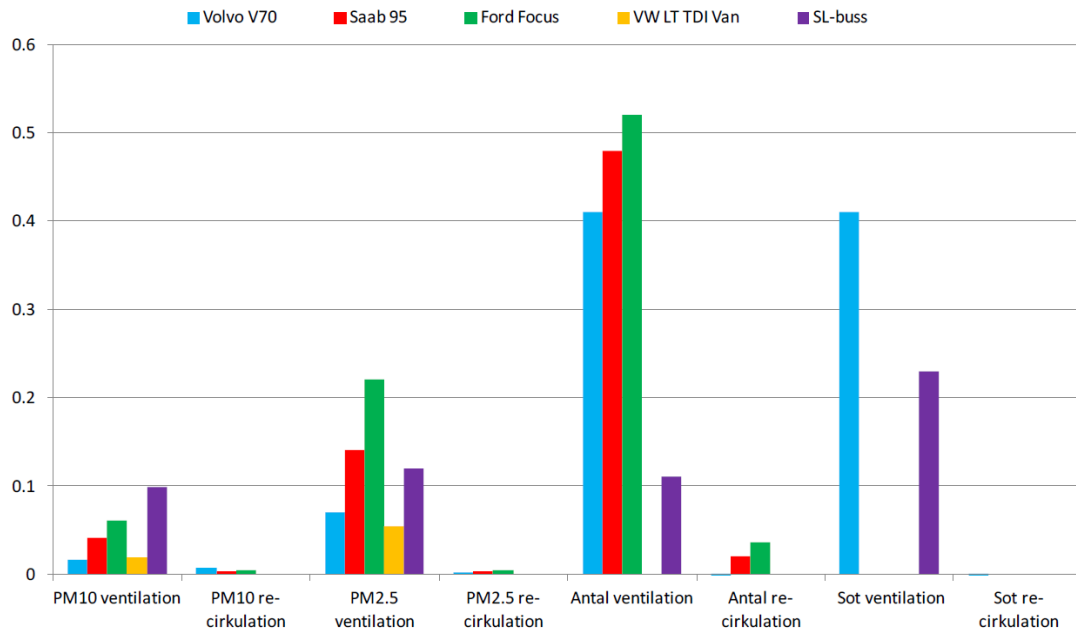
uteluften (Mehel et al., 2017). I snitt var det for UFP og NO_x høyere konsentrasjonsnivå inni bilen enn utenfor for alle bilturene.

I en studie fra Sverige (Johansson et al., 2013) som så på konsentrasjoner inni og utenfor ulike biler og en buss ved kjøring i tunell, fant man at ventilasjonsnivået var avgjørende for konsentrasjonene inni bilen for partikler og sot. Ved resirkulering av luften i bilen var partikkel-konsentrasjonene mye lavere enn om ventilasjonen var på. Ved resirkulering er det andre interne kilder i bilen som evt. kan ha mer å si enn uteluften. Med ventilasjonen på, er det ulik konklusjon som kan tas utfra hvilken måleenhet og størrelse man ser på. Partikler over 1 µm og de minste partiklene (<0,05 µm) kom i liten grad inn i kupeen, pga. rensende filter i bilen, og evt. avsetning i og på andre deler av ventilasjons-systemet (se Figur 3). Hvis store deler av støvet i uteluften består av grovere partikler som veistøv vil derfor en veldig liten andel av dette komme inn i bilen. Hvor godt filteret fungerer vil komme an på selve filteret og biltype, modell og alder. I den svenske studien fant de at kun 10 % av PM₁₀ kom inn i kupeen, for PM_{2,5} var andelen 25 % og for BC var andelen 41 % (se Figur 4). Partikkel-antall domineres gjerne av mindre partikler og for denne måleenheten var nivåene inni bilen 40 til 50 % av nivået utenfor. De konkluderer også med at eldre biler har høyere andel forurensning som slipper inn i bilen, men viser at det er mulig å ha filter som effektivt fjerner mye av partiklene fra uteluften.



Figur 3: Filtreringseffektivitet (Filtration efficiency) vist for ulike partikkelstørrelser. Filtreringseffektiviteten viser hvor stor andel av partikkelenes utenfor bilen kommer inn i bilen. Resultatene er fra ulike studier, de røde stjernene er data fra en Volvo V70 (Johansson et al., 2013).

I sammenligning til studien fra Canada og studier som de selv referer til, har de i den svenske studien lavere andeler av NO_x inni bilen selv om andelen er mye høyere enn for de andre komponentene. Nivåene inni bilen ble målt til 77 % av NO_x konsentrasjonen utenfor bilen. De fant også at avstand til bilen foran kunne være svært avgjørende, spesielt hvis det var en bil med store utslipp (f.eks. eldre lastebil). Dette er sammenfallende med resultatet fra Canada.



Figur 4: Andel (y akse) av konsentrasjonen inni kjøretøyene sammenlignet med uteluften for ulike komponenter av sverestov med ventilasjonen på, eller med resirkulering av luften. «Antal» er partikkelantallkonsentrasjon. Manglende søyer er pga. manglende resultat (Johansson et al, 2013).

Studien ble utført i en tunell med svært høye målte konsentrasjonsnivåer. I piggdekkseongen var PM nivåene opp i $2500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for de høyeste døgngjennomsnittene. Årsgjennomsnittet for NO_2 var på $267 \mu\text{g}/\text{m}^3$ noe som til og med er over timegrenseverdien. Nivåene er så høye at resultatene ikke kan brukes til å si noe generelt om nivåer i biler under reiser, annet enn at det kan forventes høyere nivåer i tunneller også i Norge sammenlignet med åpne veier. Men at det vil komme an på blant annet lokale tiltak, piggdekkandeler, ventilasjonsvifter og luftetårn.

Ved gjennomgang av flere europeiske studier fant Karanasiou et al. (2014) at typiske nivåer i biler for PM_{10} var på $36\text{--}76 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mens $\text{PM}_{2.5}$ lå på $22\text{--}85 \mu\text{g}/\text{m}^3$, men at konklusjonen fra studiene er at trafikkmengder var veldig avgjørende, og at konsentrasjonsnivået inni bilen også er svært avhengig av ventilasjonsnivå.

3.3.5 Sykkel

Sykkel er inkludert som reisemåte i flere studier. Karanasiou et al. (2014) har gjennomgått 20 studier fra Europa og funnet at $\text{PM}_{2.5}$ nivåene typisk lå mellom $29\text{--}72 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og PM_{10} fra $37\text{--}62 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for sykklistene. Reisetidspunkt og rute er faktorer som ofte blir vurdert til å kunne være avgjørende for eksponeringen. Det er noe ulikt hvordan studiene har sett på disse faktorene og som derfor også styrer hvilke konklusjoner man kan ta. Hvilken komponent som er vurdert kan også avgjøre om rute og tidspunkt er avgjørende avhengig av hvor stort bidrag lokal trafikk har på konsentrasjonsnivået. Noen har funnet at veivalg har betydning samtidig som andre har funnet at trafikkmengde ikke har signifikant effekt på eksponeringsnivået til syklisten.

Flere studier har derimot sett at syklisters eksponering for enkelte komponenter er dominert av høye kortvarige topper pga. enkelte eksosrørutslipp eller også andre punktutslipp i bymiljøet som ventilasjonspunkter fra bygninger, parkeringshus og lignende. Boogaard et al. (2009) fant at spesielt passering av mopeder og venting ved trafikklys økte mengden PNC for syklistene, mens det for $\text{PM}_{2.5}$ var lite effekt av trafikk-parametere på målt nivå. Forklaringen ligger i kildene og at $\text{PM}_{2.5}$ nivåene har stort bidrag fra

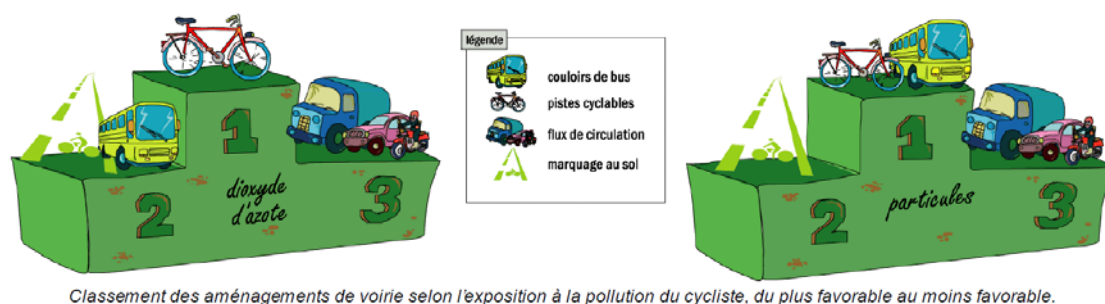
bakgrunnsnivåene, og derfor har variasjon i lokalt bidrag lite å si for totalen. Kingham et al. (2013) fant også at kortvarige høye topper av UFP og PM₁ var karakteristisk for syklist i Christchurch i New Zealand, som de karakteriserer som en by med mindre trafikk og ko enn byene der slike studier som oftest blir gjennomført.

De som har sett på effekter av ulike sykkel-løsninger har alle funnet at økt avstand fra vei alltid fører til lavere eksponeringsnivåer (Karanasiou et al., 2014). Det er gjort studier som klart synliggjør at sykkelfelt, separate sykkelveier eller å sykle i kollektivfeltet er bedre enn i blandet trafikk (AirParif, 2009b; Kingham et al., 2013; MacNaughton et al., 2014; Betancourt et al., 2017), se f.eks. resultat fra Paris i Figur 5.

Det er en logisk konklusjon at avstand hjelper når trafikken er hovedkilden til konsentrasjonsnivåene. Uavhengig av andre faktorer vil konsentrasjonene falle med avstand fra kilden, i dette tilfellet trafikken. Det er også generelt gyldig uavhengig av komponent, selv om det for NO₂ er kjemiske reaksjoner som gjør at man kan få noe økning litt vekk fra kilden.

MacNaughton et al. (2014) har sett på eksponering for BC og NO₂ for syklist i sykkelfelt og separat sykkelvei i Boston. De konkluderte med at sykkelveier er viktigere for å begrense eksponeringen til trafikkforurensning enn at syklist forsøker å unngå veier med høy trafikkmengde. De diskuterer at eksponeringen for syklist består av høye korte konsentrasjonstopper, og at trafikkmengden ikke er direkte styrende for dette. I tillegg er det kjent at mer urbant kjøremønster med mye stopp og akselerasjon øker eksos-utslippene, og at lavere trafikkmengde derfor likevel kan gi høye utslipp. Separat sykkelvei med få kryssinger med annen trafikk både begrenser toppene og reduserer reisetiden for syklisten.

Det som ikke er vurdert i noen av studiene er hvordan veistøv oppfører seg annerledes enn eksos. I Norge er veistøv et svært viktig bidrag til PM₁₀ konsentrasjonene. Veistøvet sesong- og væravhengighet, samt hastighetsavhengigheten for produksjonen av veistøv vil kunne gi noe andre svar sammenlignet med komponentene fra eksos.

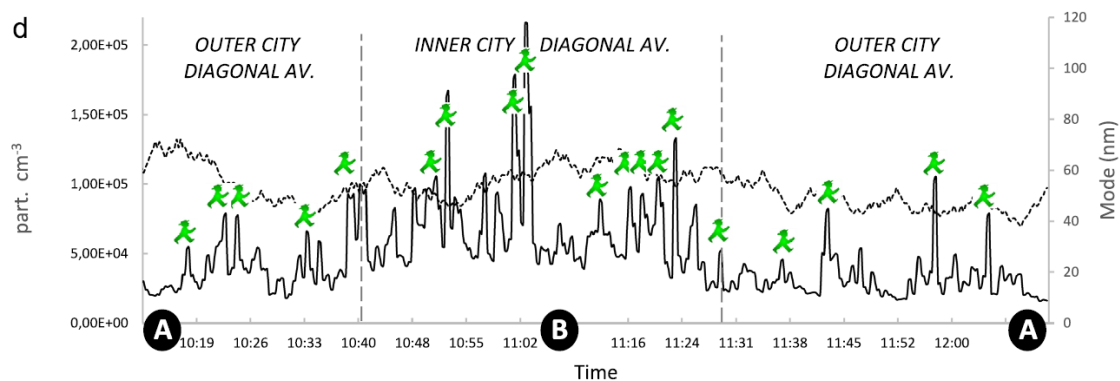


Figur 5: Rangering av hva som er beste sykkeløsning for å begrense eksponering til NO₂ (venstre seierspall) og PM (høyre seierspall). Alternativene er egen sykkelvei (sykkel), sykle i bussfelt (buss), markert felt i vei (grønn markering) eller i blandet trafikk (lastebil, bil og motorsykkel) (AirParif, 2009a).

3.3.6 Gange

På tilsvarende måte som for syklist er fotgjengere utsatt for topper av forurensning fra passerende biler, spesielt ved lyskryss og når de krysser veien samt fra lokale kilder som veiarbeid etc. (Moreno et al., 2015), se Figur 6. Som nevnt for de andre reisemåtene over, er den lokale situasjonen avgjørende for konsentrasjonene. Spredningsforhold, rute og avstand fra trafikken vil derfor kunne være avgjørende også for forgjengere. Slike forhold som påvirker spredningen kan være årsak til at Rivas et al. (2017) fant at gående ble utsatt for høyere konsentrasjonsnivåer enn bilpassasjerene i London. Betancourt et al. (2017) fant at gående i Bogota, Colombia hadde lavere nivåer sammenlignet med bilister på samme

trase. Ozgen et al. (2016) fant også at de gående var eksponert for høyere nivåer enn bilpassasjerer, men konkluderer nettopp med at spredningsforhold i gaterommet samt ventilasjons og filtermulighetene i bilen var avgjørende for funnet.



Figur 6: Fordeling av partikkelantallkonsentrasjoner langs gå-ruten i studien, fram og tilbake mellom start (A) og endepunkt (B). Små grønne menn indikerer veikryssing. Figuren viser generelt lavere nivåer i de ytre mer åpne områdene enn i indre by av Barcelona. Partikkelantall er vist i heltrukken linje og variasjon i gjennomsnittlig partikkelstørrelse (mode) er vist som stiplet linje (Moreno et al., 2015).

4 Luftkvalitet i Norge

4.1 Typiske konsentrasjonsnivåer i Norge

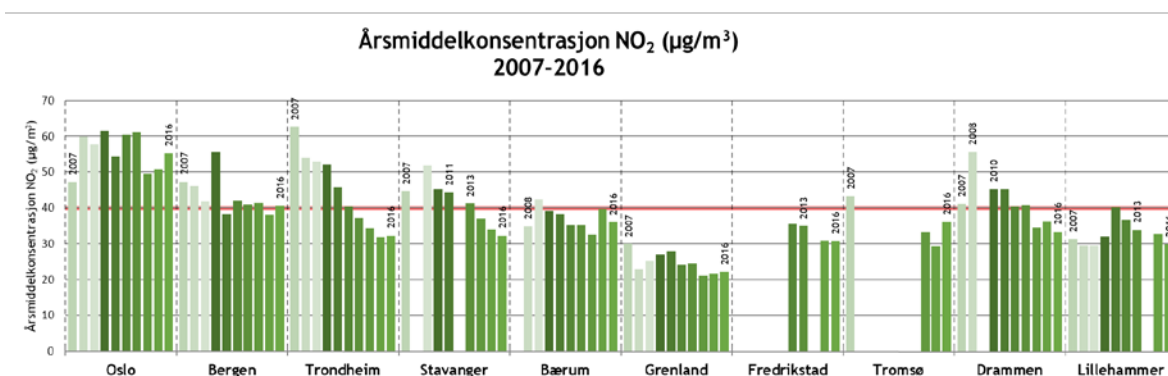
Det nasjonale målenettverket har observasjoner av de regulerte luftforurensningskomponentene i ulike byer i Norge. En kort oppsummering av nivåer fra disse observasjonene er gitt under for å kunne bruke det som bakgrunn for å vurdere relevans av studiene utført i andre land nevnt i avsnitt 3.3, og for bruk i diskusjonene i kapittel 5. Noen figurer er hentet ferdig laget fra andre steder og rapporter, men noen er laget utfra data-uttrekk fra luftkvalitet.info (Sentral database for lokal luftkvalitet).

Grenseverdiene angir minimumskvaliteten på utendørsluften, disse er juridisk bindende i forurensningsforskriften kapittel 7. Luftkvalitetskriteriene er fastsatt av Folkehelseinstituttet og Miljødirektoratet og angir hvilke nivåer som er trygge for de aller fleste i befolkningen. Disse er ikke juridisk bindende. Tre av luftkvalitetskriteriene (årgjennomsnitt (årsmiddel)) av NO₂, PM₁₀ og PM_{2.5}) er valgt ut som nasjonale mål for trygg luft i Norge.

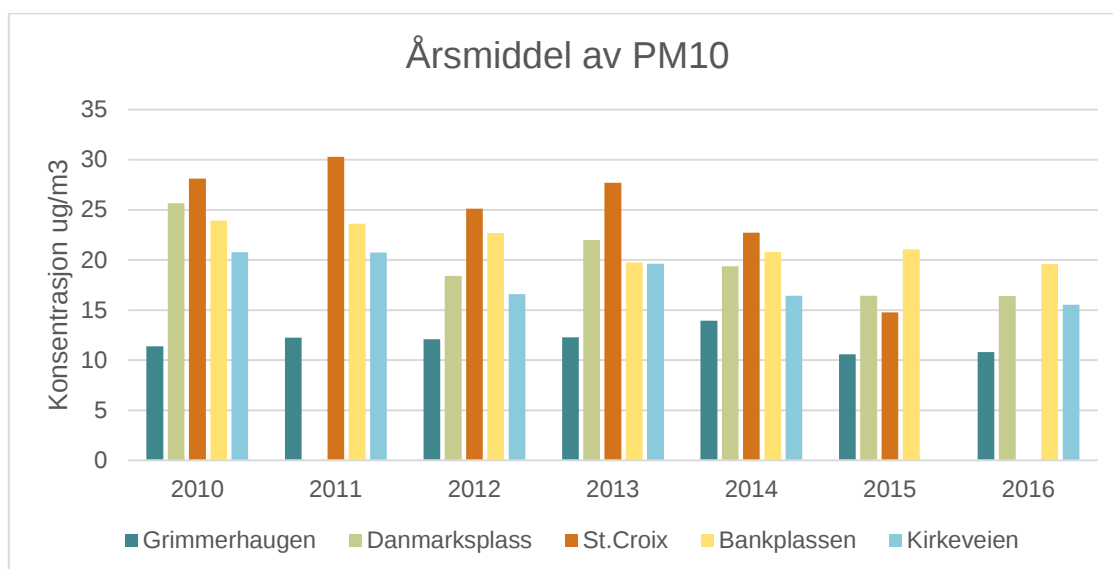
For NO₂ på årsmiddel (Figur 7) er det flere byer som viser nivåer over eller i nærheten av grenseverdien på 40 µg/m³ som er lik luftkvalitetskriteriet. Grenseverdien for svevestøv ble skjerpet fra 1. januar 2016 i Norge, og årsmiddel for PM₁₀ har vært under denne nye grenseverdien på 25 µg/m³ de siste årene. Flere byer ligger rett over, men også under 20 µg/m³ som er nivået satt for luftkvalitetskriteriet og nasjonale mål (se Figur 8). For døgnmiddel av PM₁₀ er det flere byer som risikerer å bryte grensen av tillatte døgn over 50 µg/m³ enkelte år. Spesielt etter at grenseverdien ble skjerpet og antallet tillatte døgn gikk ned fra 35 til 30, dette gjelder også mindre steder, og ikke bare de største byene. Antall høye døgnmidler varierer mye fra år til år pga. meteorologisk variasjon og veistøv som kilde.

For PM_{2.5} er det heller ikke noen byer som ligger over årsmiddel-grenseverdien på 15 µg/m³, men de fleste ligger over luftkvalitetskriteriet som er satt til 8 µg/m³ (se eksempler i Figur 9).

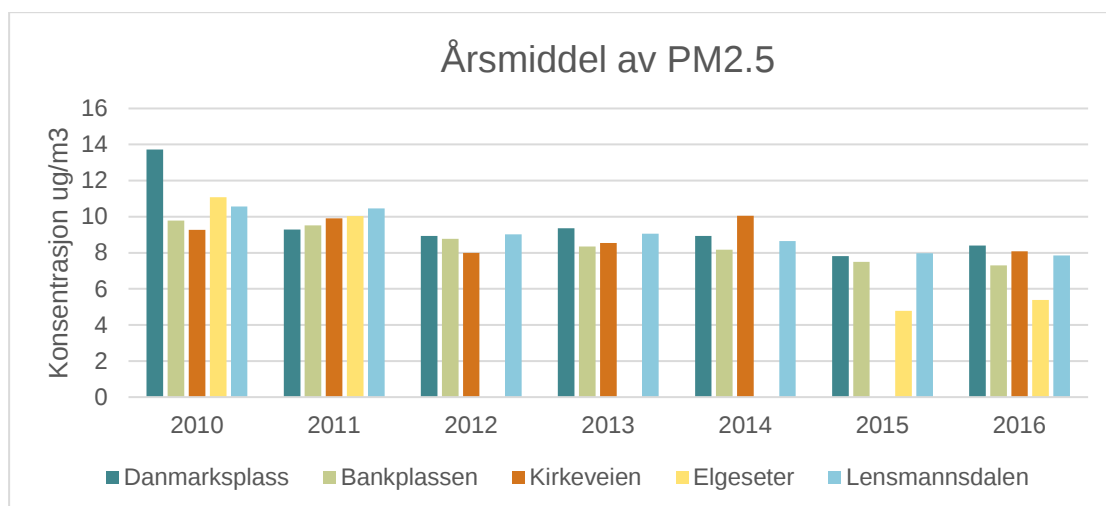
Ikke alle stasjoner har gyldige målinger for alle komponenter for årene som er valgt. Utvalget for Figur 8, Figur 9, Figur 11, Figur 12 og Figur 13 er gjort for å vise et spekter av ulike lokasjoner i Norge, og ikke for å kunne sammenstille noen målestasjoner for alle komponenter. Grafene produsert for NO₂ årsmiddel og PM døgnoverskridelser (Figur 7 og Figur 10) viser resultat for stasjonen med høyeste målt verdi pr. by for et år.



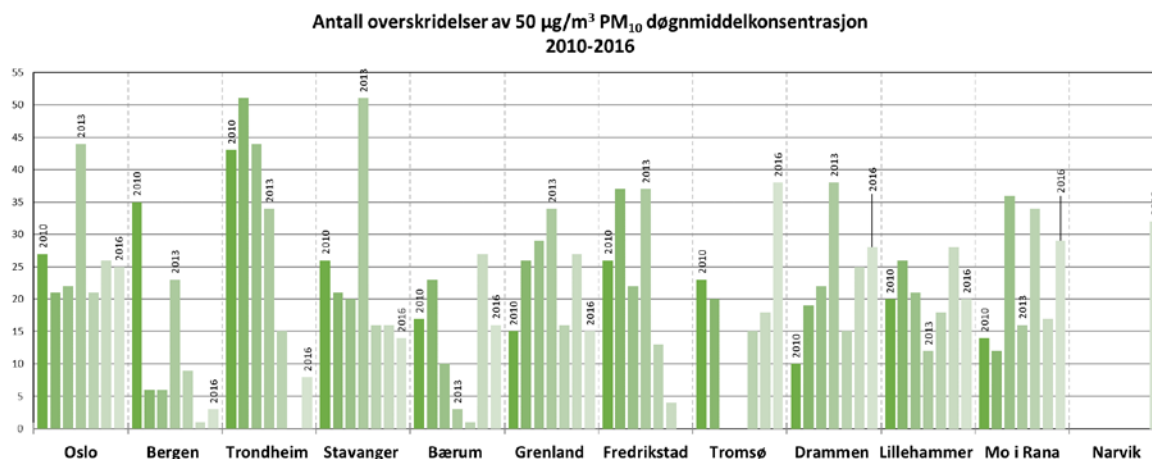
Figur 7: Årsmiddelkonsentrasjon for utvalgte byer for NO₂ (Sentral database for lokal luftkvalitet via Miljødirektoratet). Det er resultatet for stasjonen med høyeste målt verdi pr. by for et år som vises. Data mangler for følgende byer følgende år: Stavanger (2008,2012), Fredrikstad (2014), Tromsø (2008-2013), Lillehammer (2014).



Figur 8: Årsmiddelkonsentrasjon av PM₁₀ for utvalgte stasjoner. Alle stasjoner er klassifisert som veinære, unntatt Grimmerhaugen som er en bybakgrunnsstasjon. Manglende søyler er pga. manglende data (Sentral database for luftkvalitet via luftkvalitet.info).



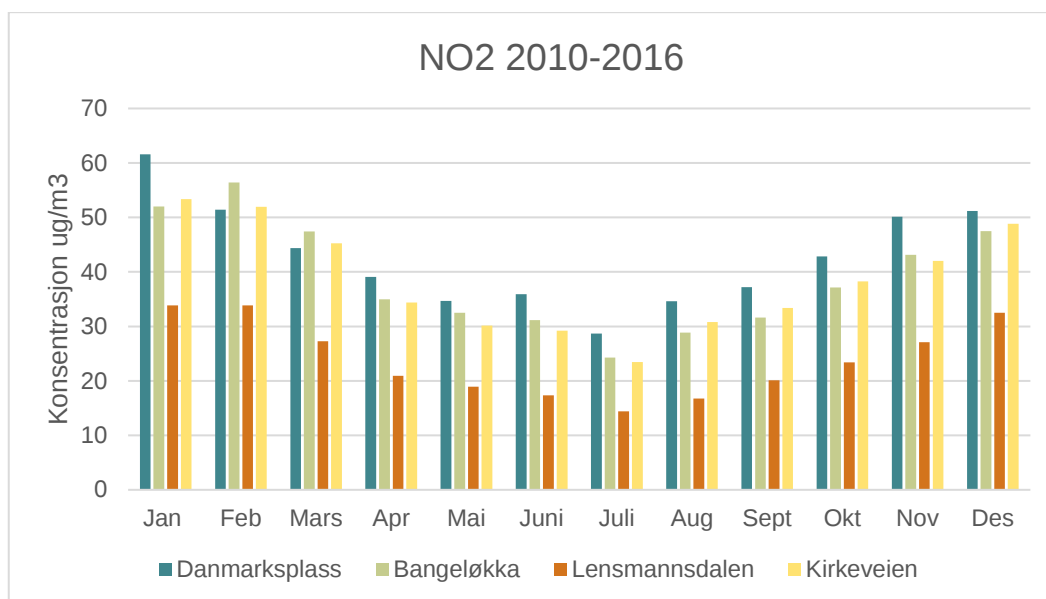
Figur 9: Årsmiddelkonsentrasjon for PM_{2.5} ved utvalgte målestasjoner, alle stasjoner er klassifisert som veinære. Manglende søyler er pga. manglende data (Sentral database for luftkvalitet via luftkvalitet.info).



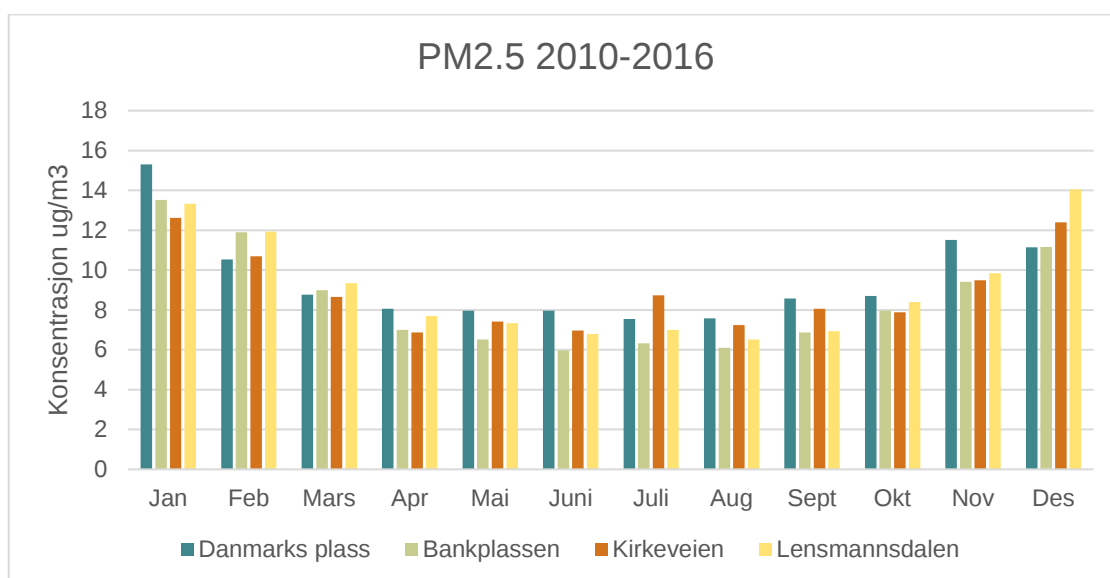
Figur 10: Antall døgner med PM₁₀ over 50 µg/m³. Manglende søyler er pga. manglende data. Det er resultatet for stasjonen med flest døgner over 50 µg/m³ pr. by for et år som vises (Sentral database for lokal luftkvalitet via Miljødirektoratet).

4.2 Sesongvariasjoner i Norge

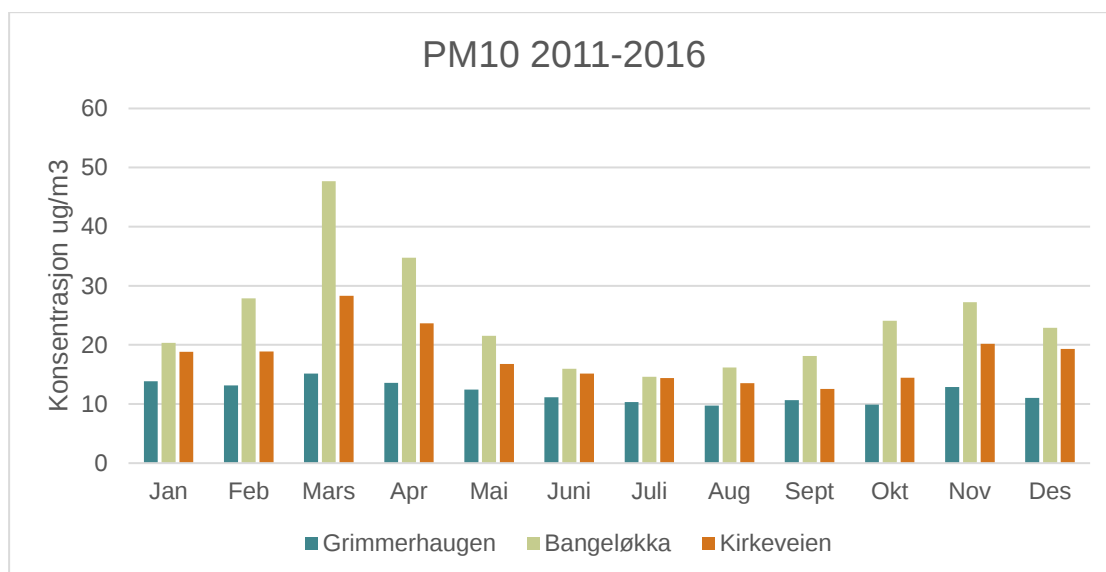
Alle komponentene har en klar sesongvariasjon i konsentrasjonsnivåene, se Figur 11 - Figur 13. Konsentrasjonene for NO₂ og PM_{2.5} er høyere på vinteren pga. dårligere spredningsforhold samt økte utslipp f.eks. fra vedfyring. Våren har helt klart høyeste nivåer av PM₁₀ pga. veistøv.



Figur 11: Månedsmiddel for NO₂ som snitt over flere år. Alle stasjoner er klassifisert som veinære (Sentral database for luftkvalitet via luftkvalitet.info).



Figur 12: Månedsmiddel for PM_{2.5} for fire målestasjoner som snitt over flere år 2010-2016 (Sentral database for luftkvalitet via luftkvalitet.info).

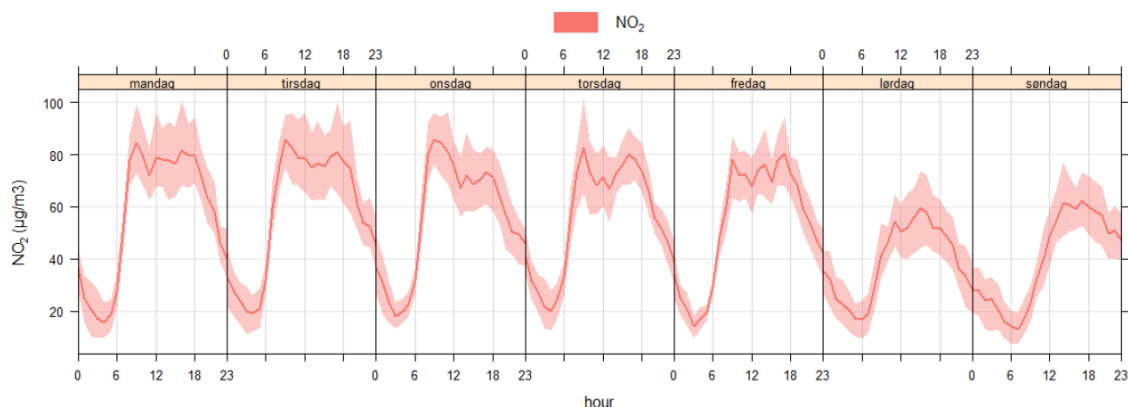


Figur 13: Månedsmiddel for PM₁₀ for tre målestasjoner som snitt over flere år 2011-2016, Grimmerhaugen er en bybakgrunnstasjon, de andre to står veinært (Sentral database for luftkvalitet via luftkvalitet.info).

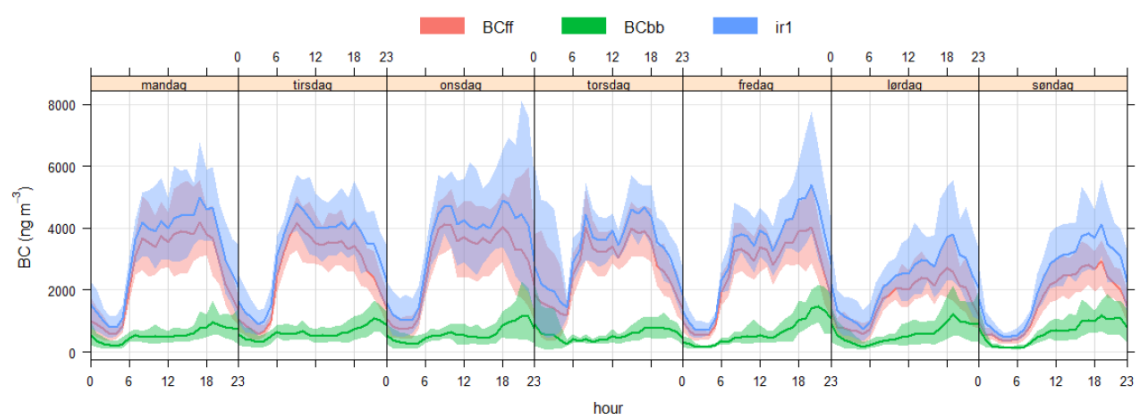
4.3 Døgnprofiler

De komponentene som har trafikkeksos som hovedkilde vil man kunne forvente har en gjennomsnittlig døgnprofil av konsentrasjonen der det er lavere nivåer på natten og høyere verdier under rush, da dette gjenspeiler tidspunkt for de største utslippene fra trafikken. Eksempel for BC og NO₂ er vist i Figur 14 og Figur 15. Man ser klart høyere nivåer på dagtid og på ukedager sammenlignet med helg, men det er derimot ikke spesielt store rushtidstopper selv om man ser tendensen til to topper i kurvene enkelte dager. PM₁₀ har også likende kurver, mens PM_{2.5} typisk har stigende nivåer med gjennomsnittlig høyest konsentrasjon på kvelden (Gjerstad et al., 2012).

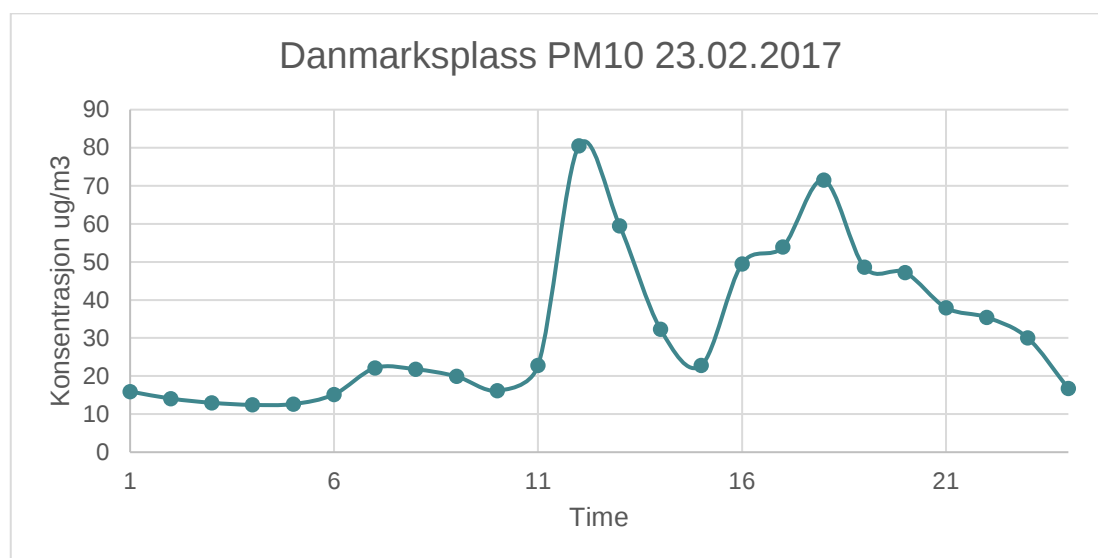
Fordi vær og spredningsforholdene er de overordnet faktorene for konsentrasjonsnivåene er det likevel ikke så enkelt å bruke de gjennomsnittlige døgnprofilene for å si når de høyeste times konsentrasjonene inntreffer. Når man ser på enkelte dager kan det være svært stor variasjon fra time til time. I Figur 16 er et eksempel fra Danmarks plass som viser at høyest timekonsentrasjon for PM₁₀ inntreffer kl. 12, mens det i hele morgenrushet var lavere konsentrasjoner. For PM₁₀, der veistøv er et stort bidrag til konsentrasjonene, vil f.eks. våt veibane kunne holde konsentrasjonene lave mens de vil stige raskt med en gang det tørker opp.



Figur 14: Døgnvariasjon pr ukedag av NO₂-konsentrasjonen (µg/m³) på Smestad, midlet over hele måleperioden i studien 17. desember 2014 – 18. mars 2015 (Hak, 2016).



Figur 15: Døgnvariasjon for BC fra trafikk vist i rødt, fra vedfyring i grønt og totalt vist i blått på Smestad i Oslo, midlet over hele måleperioden 17. desember 2014 – 18. mars 2015 (Hak, 2016).



Figur 16: Konsentrasjon av PM₁₀ i løpet av et døgn, 23. februar 2017 på Danmarks plass i Bergen (Sentral database for luftkvalitet via luftkvalitet.info)².

² Foreløpige data. Data for 2017 er ikke ferdig kvalitetssikret før 1. juli 2018.

5 Svar og diskusjon

5.1 Svar på spørsmålene

5.1.1 Hvilke nivåer og komponenter av luftforurensning utsettes fotgjengere, syklister, bilførere og pendlere i kollektiv trafikk (busser, t-bane, trikk) for på sine reiser i Norge?

Komponentene som er omtalte i litteraturen og som er vurdert relevante for Norge er svevestøv, PM (i ulike fraksjoner) inkludert BC og PNC, samt NO₂. Noen studier har også gått i mer detalj på sammensetningen av partiklene basert på kilde eller kjemi.

For reiser med t-banen er det forventet å finne de høyeste nivåene for PM, samt at dette svevestøvet består av mye mer metallstøv enn med andre transportmåter. Størrelses-sammensetningen for PM i undergrunnsbaner har vist seg å være større i snitt enn uteluft, da det ikke er eksospartikler som bidrar i undergrunnsbaner. Forskjellen i gjennomsnittlig størrelse mellom uteluft og t-banen er kanskje ikke like stor for Norge fordi mye av PM₁₀ i veinære områder kommer fra veistøv som også består av større partikler enn eksos. Det er å forvente at størrelsesprofilene av partiklene likevel vil være ganske ulike, veinært og i t-banen.

Generelt er studiene som ser på ulike reisemåter utført i byer med mye høyere nivåer enn i norske byer. Det gjelder f.eks. London og Paris, som har en generelt mye høyere bakgrunnsnivå enn Norge. Det betyr at de relative forskjellene vil kunne være mindre merkbare i de studiene, sammenlignet med norske forhold. Det er derfor ikke hensiktsmessig å bruke all litteraturen for å predikere noe om forventet nivå i Norge. Selv studien fra Finland (Asmi et al., 2009) som hadde lave nivåer av PM i bakgrunnen hadde kun målinger fra sommer-nivåer som er mye lavere enn på vinteren. Sesongvariasjonen er vist for noen norske byer i avsnitt 4.2. Resultatene fra sommermånedene vil derfor ikke være representative for hva man blir utsatt for over året. Svenske studier som er gjennomgått har ikke sett på alle reisemåtene, og målinger gjort ved kjøring i tunell (Johansson et al., 2013) har så høye nivåer at de heller ikke er generelt representative.

Men faktorene som styrer nivåene er likevel gyldige og for all uteluft er spredningsforholdene generelt veldig styrende både for den temporære og romlige variasjonen, selv om det er utslippene som er årsaken.

For gående og syklende er det funnet at store korte topper i konsentrasjonene er karakteristisk for det de blir eksponert for. Avstand fra trafikken og enkelt biler, og minst mulig kryssing av vei vil derfor kunne begrense eksponeringen, spesielt for eksosrelatert forurensning.

For forurensningsnivåene inni bil er det ventilasjonsraten og filtereffektivitet som er viktigst for hvor mye av utekonsentrasjonens partikler som kommer inn i bilen. Generelt er det best effekt av filtrering for de største og minste partiklene (Se Figur 3). For gassene er konsentrasjonene inni bilen ganske like som i uteluften, så lenge man ikke har på resirkulering. Trafikkmengde og avstand fra andre bilers eksos vil også være avgjørende.

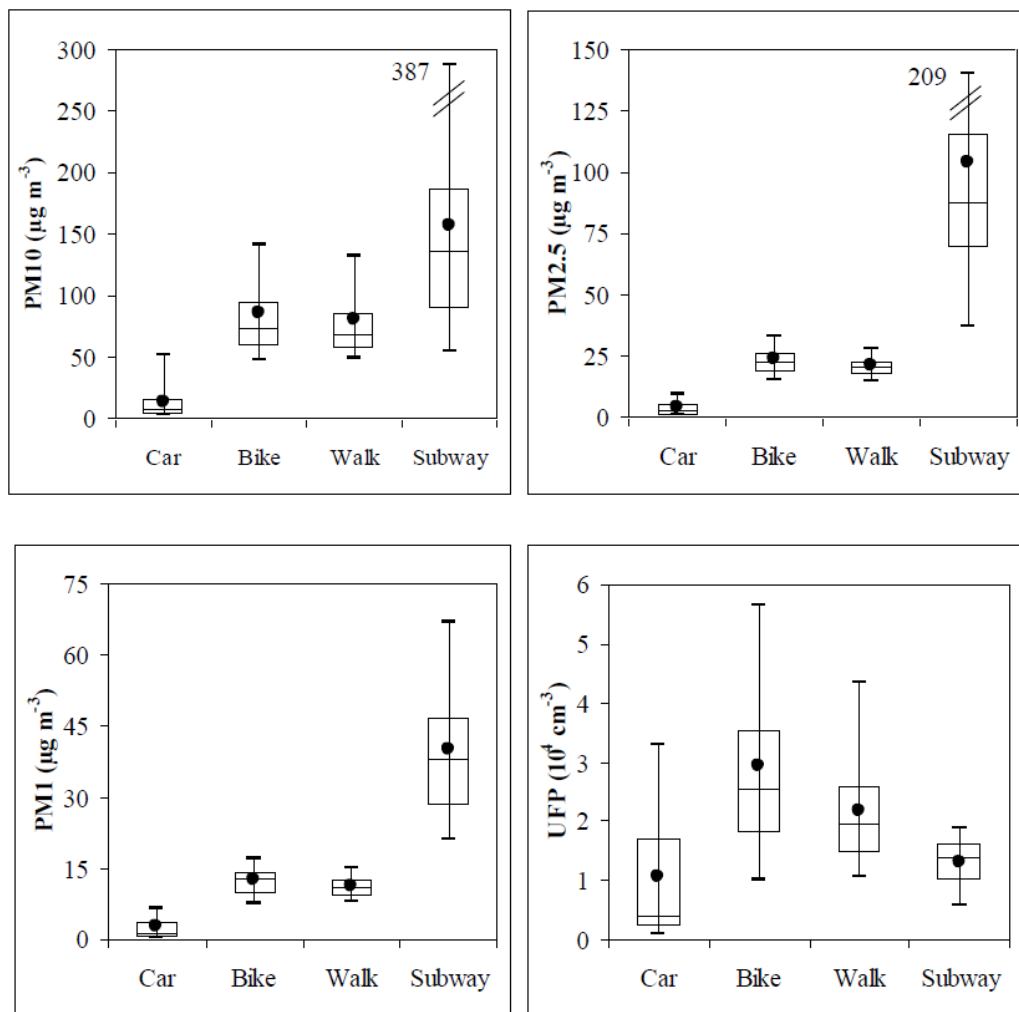
For t-banen vil generell utforming, teknisk løsning (f.eks. bremsesystem) og andel av traseen under bakken være avgjørende faktorer

Det er vist for busser at trase er en faktor for observert nivå, noe som implisitt betyr at spredningsforholdene, bakgrunnsnivåene og forurensning fra annen trafikk er viktig. Dette vil også gjelde trikker og bybaner som vist i Ragetti et al. (2013) og Delaunay et al. (2010). For busser er egenforurensning derimot en svært viktig tilleggsfaktor, slik at en så ren busspark som mulig vil være en fordel for de reisende samt for konsentrasjonene generelt i byen. Konsentrasjoner de reisende blir utsatt for mens de venter på bussen eller trikken er ikke rapportert i mer enn to studier som er gjennomgått og kun for UFP, men fra erfaringene fra studier som har sett på sykkel og gange samt kunnskap om generell spredning, kan man trygt si at jo lenger avstand fra trafikken jo bedre.

For syklist og gående vil som nevnt, avstand fra trafikkilden være viktig, og egne gangveier og sykkelveier vil være positivt for å begrense eksponeringen. Fordi enkeltbilers eksos gir høye konsentrasjonstopper for denne gruppen for enkelte komponenter vil det å ha separate sykkelveier langs en større vei kunne være bedre enn felt eller sykling i blandet trafikk i en mindre trafikkert vei. Færre kryssinger og generell tilrettelegging som typisk vil være tilfellet ved separat sykkelvei gjør også at man kan ha høyere fart som igjen gjør reisetiden kortere. Fordi generelle spredningsforhold er så viktig vil også gåing eller sykling langs åpnere veier kunne være bedre enn i gaterom selv om det i gaterommet er lavere trafikkmengde.

5.1.2 Hvilken transportmåte gir høyest/lavest eksponering for luftforurensning?

Det er ikke mulig utfra gjennomgått litteratur å gi et klart svar på dette, det vil være komponent avhengig og det er mange faktorer som påvirker resultatet. Det er få studier som ser på alle transportmåtene og det er også begrenset hvilke komponenter som har blitt vurdert. Begrensninger i det eksperimentelle designet i studiene gjør at det ikke alltid er mulig å si hva som vil gi høyest eller lavest eksponering, som her betyr konsentrasjonsnivå, over tid eller et annet sted i byen. Det er heller ikke enkelt å sammenligne resultat fra by til by. Det er f.eks. studier som har kommet frem til ulike resultater på om bil gir mer eller mindre eksponering enn gange. Det er derimot vist at det er sannsynlig at de som reiser med t-banen kan bli utsatt for svært høye nivåer av svevestøv da alle studier som har sett på konsentrasjoner i undergrunnsbaner i hele verden finner høye nivåer av PM. Fordi en stor andel av dette svevestøvet består av metallstøv, vil det være på t-banen at man blir mest utsatt for metallstøv. Når man ser på UFP derimot er undergrunnsbaner ikke de med høyest nivå. Et eksempel fra en studie fra Milano som har sammenlignet flere reisemåter er vist i Figur 17. Bil har lavest nivåer, mens metroen har de høyeste nivåene med unntak av for UFP der sykkel har høyest verdier. Figuren viser også at det generelt er stor spredning i målingene for enkelte komponenter og reisemåter.



Figur 17: Box-plots for PM10, PM2.5, PM₁ og UFP 1-min konsentrasjonsdata for ulike transportmåter (Ozgen et al., 2015).

5.1.3 Hvordan påvirker reisetidspunkt (f.eks. i rushtiden, utenfor rushtiden) og sted (byer og tettsteder sammenliknet med landlige områder) eksponering?

De fleste komponentene har en klar døgnvariasjon og sesongvariasjon (se avsnitt 4.2 og 4.3). PM₁₀, NO₂, BC og PNC har høyere konsentrasjoner på dagtid, men det er ikke like entydig at reiser i rush vil bidra til veldig mye mer eksponering på lang sikt sammenliknet med reiser f.eks. midt på dagen. Dette vil selvfølgelig kunne være komponentavhengig, men er også stedsavhengig (Denby et al., 2015). Som vist i Figur 16 kan konsentrasjonen variere mye i løpet av en dag for en komponent, noe som gjør at det ikke generelt er gyldig at konsentrasjonen i rush er høyest og gjenspeiler seg i døgnvariasjonen når man har tatt gjennomsnittet over en lengre tidsperiode. De høyeste verdiene av PM_{2.5} kommer f.eks. i gjennomsnitt om kvelden. Dette er mye dominert av vinterhalvåret når man har en kombinasjon av trafikkforurensning og vedfyringspartikler.

Som nevnt er både gange og sykkel utsatt for høye konsentrasjonstopper fra enkeltbiler. Sjansen for å gå, sykle eller krysse bak eller i nærheten av en eksosspotte er nok større i rushet med mye trafikk, slik at variasjonen ved de stasjonære målestasjonene kanskje ikke er like representative for slike tilfeller. Ragetti et al. (2013) viser også at det er stor forskjell på median og middelværdi, noe som viser at middelværdien kan være styrt av noen få store verdier, men at for syklistene er konsentrasjonen av UFP i rushtiden betraktelig høyere enn

utenfor rush. Eksponeringen inni biler vil også kunne være større ved kø, da avstand og utslipp fra enkeltebiler i nærheten kan påvirke konsentrasjonen inni bilen.

Generelt har Norge lave bakgrunns-konsentrasjoner slik at den relative fordelingen med trasevalg og avstand fra vei vil kunne være enda større enn det man kan forvente i mer forurensede byer for enkelte komponenter og reisemåter. Det hele vil være avhengig av de relative forskjellene i konsentrasjonene mellom rutevalgene, hva som er styrende for eksponeringen og kildesammensetningen for komponenten man ser på. Stort bidrag fra langtransport forurensning eller høye bybakgrunnsnivåer gjøre at variasjonen over byen kan bli mindre. Rutevalg vil da ikke være så avgjørende relativt sett. På mindre steder vil man kunne forvente at kildesammensetningen er annerledes fordelt enn på større steder og dette vil derfor kunne påvirke effekt av rutevalg. Dette kan sees f.eks. på modellerte konsentrasjonsfelt (forurensningskart) og ulikheter for disse for komponentene PM_{2.5}, PM₁₀ og NO₂. Feltene for PM_{2.5} er mer utflytende mens det for NO₂ oftere er tydelig i forurensningskartet hvor veiene ligger (Nasjonalt beregningsverktøy; <http://www.luftkvalitet-nbv.no/>). Se f.eks. på forskjellene i forurensningskartene mellom Oslo og Moss. Veistøv kan være en enda tydeligere bidragsyter til forurensningen på steder med høyere piggedekkandeler sammenlignet med de større byene. Se f.eks. forskjeller i forurensningskartene for PM₁₀ mellom Brumunddal og Bergen i Nasjonalt beregningsverktøy.

5.1.4 Er det noen forskjell på hvilke komponenter man i størst grad utsettes for med ulike transportmidler?

Dette spørsmålet er blitt diskutert i svaret for spørsmålene i avsnitt 5.1.1 og 5.1.2.

5.1.5 I hvilken grad vil tidsbruken på en strekning påvirke eksponeringen for luftforurensning med ulike former for transport (man kan f.eks. bruke kortere tid med bil, men blir kanskje eksponert for mer totalt allikevel)?

Fordi vi ikke kan si konkret hva man blir utsatt for er det heller ikke mulig å vurdere effekt av tidsbruk. Men generelt er det helt klart det beste å oppholde seg kort tid i forurenset luft. Skal man sammenligne eksponering for ulike grupper ved reiser er det også slik at det generelt er ulikt hvor langt de som sykler og går reiser sammenlignet med bilreiser. Hvis man derimot sammenligner ulike reisemåter fra samme reisestart til samme reisemål vil det kunne være realistisk at trasevalget likevel varierer. Valg av trase er vist å være viktig, kanskje spesielt for fotgjengere og syklistene fordi sykkelveier er vist å gi lavere eksponering. For bilen vil det også være avgjørende hvor godt filtrene i bilen fungerer. Det er altså godt mulig at det er andre parametere enn tid som vil kunne være mest avgjørende for den samlede eksponeringen.

5.1.6 Er syklistene og joggere mer sårbare for luftforurensning på grunn av økt fysisk aktivitet? Ser de positive helsefordelene ut til å veie opp for negative helseeffekter grunnet eksponering?

Fysisk aktivitet gjør at man puster inn mer luft pr. minutt og gjør at også dosen med forurensning blir større pr. minutt. Hvis man inkluderer dette i beregningene blir dosen fort flere ganger høyere for syklistene sammenlignet med bilførere eller busspassasjerer, som vist i flere studier (Int Panis et al., 2010; Betancourt et al., 2017; Ramos et al., 2016).

Cepeda et al. (2016) har gjennomført en systematisk gjennomgang av 39 eksisterende studier der de har sett på forskjeller for pendlere som var aktive (sykkel og gange) mot motordrevet transport som bil og buss. De konkluderer med at aktive transportmåter gir

høyere doser av forurensning, men at også helsefordelene med å være aktiv er større enn den økte risiko for både ulykker og forurensning.

Noen steder i Norge og/eller store deler av året, er nivåene under luftkvalitetskriteriene. Det betyr at det forventes liten eller ingen risiko av luftforurensningen (FHI, 2013), og fysisk aktivitet anbefales for alle. Dette vil nok være tilfellet også i områder der nivåene er over grenseverdiene og luftkvalitetskriteriet på årsmiddel. Dette fordi helseeffektstudier har sett positive helseeffekter utfra langtidseksponeringen også på steder med mye høyere nivåer enn i Norge. Derimot på enkelte dager, typisk kalde vinterdager og tørre vårdager, med mye høyere konsentrasjoner enn ellers, er det mer usikkert hva som vil være den beste løsningen. Spesielt fordi kulde i seg selv også er noe som er vist å ha negativt effekt (FHI, 2013). På tørre vårdager der veistøv er hovedkilden til forhøyede verdier vil det å unngå veiene med høyest fart og trafikk kunne begrense eksponeringen for PM₁₀ betraktelig. For enkelte vinterdager der vedfyring i stor grad bidrar til konsentrasjonene vil derimot veivalg kunne ha mindre å si for eksponeringen.

Det er vist at bil typisk kommer bra ut når man inkluderer aktivitetsnivå og vurderer dose og ikke bare konsentrasjonsnivå. Ved svært forhøyete verdier av f.eks. PM₁₀ kan det godt hende at dette på enkelte dager er det beste alternativet sett ut fra individets dose, både pga. lav aktivitet og pga. filtre i bilen. Bilkjøringen vil da imidlertid ha konsekvenser for andre og vil bidra til mer forurensning. For de aller fleste tilfeller ville det jo ikke vært forhøyete konsentrasjoner hvis det ikke hadde vært biltrafikk. Vurderingen av om bil er et bedre alternativ for slike dager, blir derfor fort et etisk dilemma.

For tilrettelegging for syklist og gående er det også tydelig at egne gang- og sykkelveier er svært positivt. Fordi dosen øker med økt fysisk aktivitet kan man også dra konklusjonen at det er viktigere å velge en trase lengre vekk fra trafikk når man sykler oppover bakker enn nedover (Ramos et al., 2016). For el-sykler vil man f.eks. også kunne velge mer assistanse av motoren i områder eller dager med mer forurensning og lettere kunne velge en litt lenger rute med mindre forurenset luft.

De fleste som har sett på helseeffekter og fordeler med aktiv transport har kun sett på nivåer av PM_{2.5} i bakgrunnsluften (f.eks. Tainio et al., 2016) når de konkluderer at fysisk aktivitet stort sett alltid har større helsefordeler enn de negative helseeffektene av luftforurensningen. Begrensningen er også at disse studiene kun ser på langtidseffekter av PM_{2.5} og ikke korte episoder som også er diskutert over. Videre er effekter som at f.eks. syklist kan bli eksponert for svært høye ekstra konsentrasjoner ved sykling i trafikk ikke hensyntatt. Det er også begrensning i hvilke helseutfall som er inkludert. Tainio et al. (2016) f.eks. har kun sett på økt dødelighet og ikke sykdom.

5.1.7 Hvordan vil reiserelatert eksponering endre seg når bilparken gradvis endrer seg til flere nullutslippskjøretøy?

Med endret bilpark mot flere kjøretøy med el-motor vil komponentene som er eksosrelatert (f.eks. NO₂ og UFP), bli mindre og mindre relevante.

For tunge biler og busser er det ikke noe reelt el-motor alternativ pr. i dag for annet enn busser i byer, men tunge biler med Euro VI har også vist å ha lave eksosutslipp. Det er i imidlertid i ferd med å komme større elektriske varebiler og distribusjonslastebiler på markedet slik at deler av lastebiltransporten i byene kan bli nullutslipp hvis det legges til rette for det. Fremtidsestimatene er at konsentrasjonsnivåene i byene vil gå ned de nærmeste årene for NO₂ (Høiskar et al., 2014).

For svevestøv er veistøv en viktig kilde og en av hovedårsakene til overskridelse av PM₁₀ grenseverdien på døgnmiddel i Norge. Denne kilden vil ikke bli endret særlig med eksosfrie kjøretøy. For konsentrasjonene i uteluft er det faktisk forventet en svak økning av PM₁₀

pga. forventet trafikkvekst, så lenge piggfriandelen ikke endres (Høiskar et al., 2014). Skal man redusere veistøvbidraget trenger man trafikkreduserende tiltak, økt piggfriandel samt opprettholde tiltak som miljøfartsgrense og støvbinding. Muligens kan bakgrunnsnivåene bli endret pga. reduserte eksosutslipp, men det har ikke vært utforsket nærmere her.

For eksponering for reisende vil fremtidig skifte i bilparken gjøre at situasjonen vil endre seg noe. Eksosfrie busser kan gi god effekt på konsentrasjonen inne i bussene da egenforurensningen blir begrenset. Forhold mellom eksos og veistøv bli dreid enda mer mot veistøv, og da dette er større partikler vil det kunne gi et skifte mot enda lavere nivåer inni bilene med gode filter sammenlignet med de som går eller sykler langs veien. Derimot har studien som har sett på gående og syklende, vist at de er spesielt utsatt for høye topper fra eksos og punktkilder, og disse vil det blir færre av når eksosutslippene forsvinner. Det vil da kunne bli mer avgjørende om det er tunge biler i nærheten så lenge de fortsatt har eksosutslipp. Generelt vil man likevel kunne forvente at konsentrasjonen går ned for de fleste komponentene og nettofordelene av den fysiske aktiviteten vil dermed kunne øke.

5.2 Diskusjon

Det er lite av resultatene i studiene som kan brukes direkte for å si noe om nivåene kvantitativt i Norge, men flere studier ga relevante perspektiver på hva som er de styrende faktorene for eksponeringen for de ulike reisemåtene. Den informasjonen kan være nyttig for å beskytte folk mot luftforurensning. De fleste studiene har derimot sett på typiske konsentrasjoner for sine byer som er tenkt å kunne være gyldig for langtidseksponeringen, men de har ikke vurdert episoder med spesielt høye konsentrasjoner der også variasjonen i rom og tid kan være betraktelig annerledes enn ellers. Konsentrasjonene i de fleste byene er likevel stort sett høyere enn i Norge og by-bakgrunnsnivåene er høyere, slik at den relative forskjellen på konsentrasjoner veinært og noe lenger vekk vil kunne være større i Norge, spesielt på mindre steder. Videre er veistøv en større kilde i Norge enn mange andre land, og effekter av dette kan også gjøre at noen av konklusjonene fra andre studier ikke vil være like gyldige i Norge.

Hvilke komponent man velger å studere vil avgjøre hvilken transportmåte som viser høyest nivå av forurensning. Velger man UFP vil påvirkningen fra eksos komme tydeligere frem, mens hvis man ser på PM₁₀ vil bildet være annerledes fordi komponenten påvirkes i mye større grad av andre kilder. Det er også ulikt hvordan den kjemiske sammensetningen er og f.eks. svevestøvet i t-banen er annerledes med en stor andel metallstøv.

Hvordan forurensning varierer over tid, fra time til time og fra dag til dag, og om denne variasjonen er større eller mindre enn variasjonen fra en trase til en annen vil være faktorer som påvirker eksponeringen ved ulike reisemåter og trasevalg. Dette vil kunne være komponentavhengig samt være forskjellig fra by til by, pga. forskjeller i kilder og forurensningsnivåer. Skal man sammenligne ulike reisemåter og evt. komme med anbefalinger på hva som er best bør man derfor se på en samlet effekt av flere ulike komponenter, over lengre tidsperioder og ulike steder, noe som vil være svært utfordrende.

De fleste av studiene som har vurdert helseeffekter for reisende eller effekt av aktivitet ser på friske folk og/eller befolkningen som helhet. Effekt av luftforurensninger er også ganske individuell (FHI, 2013) og det er i alle fall ikke mulig å si noe om sårbare grupper utfra litteraturen som er gjennomgått her. Men økt fysisk aktivitet har store positive helseeffekter, slik at det er tydelig at det skal ganske høye nivåer av luftforurensning til før det generelt ikke kan anbefales å være aktiv. I tillegg kan det være verd å huske at vi er stort sett innendørs, spesielt vinterstid (SSB, 2012), og at kilder innendørs derfor også vil være viktig for den total eksponeringen.

5.3 Videre forskning

I og med at det ikke er funnet noe litteratur fra Norge knyttet til temaet om eksponering for ulike reisemåter vil det være nyttig om det gjennomføres studier som ser på nivåene og variasjonene i Norge, samt inkludere målinger og estimat av dose. Spesielt vil det være interessant å se på effekter av veistøv da dette er en kilde som ikke blir påvirket av endret motorteknologi. Dette er også et mer særegent nordisk problem, pga. piggdekkbruk, og noe man ikke vil kunne få svar på fra studier i andre land. Konklusjonen fra MacNaughton et al. (2014) om at det er bedre med sykkelvei langs en vei enn i blandet trafikk uavhengig av trafikkmengde, er kanskje ikke like gyldig i Norge hvis sykkelveien går langs en vei med store veistøvutslipp pga. høy trafikkmengde med piggdekk og høy hastighet.

6 Referanser

AirParif (2009a). Quelle qualité de l'air à vélo dans Paris. Communiqué de presse. 17. février 2009.

AirParif (2009b) *Influence des Aménagements de voirie sur l'exposition des cyclists a la pollution atmospherique*. Air Parif rapport, 2009.

Asmi, E., Antola, M., Yli-Tuomi, T., Jantunen, M., Aarnio, P., Mäkelä, T., et al. (2009). *Driver and passenger exposure to aerosol particles in buses and trams in Helsinki, Finland*. Sci Total Environ 2009;407(8):2860-7.

Barrett, K., de Leeuw, F., Fiala, J., Larssen, S., Sundvor, I., Fjellsbø, L., Dusinska, M., Ostatnicka, J., Horalek, J., Cernikovskiy, L., Barmpas, F., Moussipoulos, N. & Vlahocostas, C. (2008). *Health impacts and air pollution - An exploration of factors influencing estimates of air pollution impact upon the health of European citizens* (ETC/ACC Technical Paper, 2008/13).

Betancourt, M., R., B. Galvis, S. Balachandran, J.P. Ramos-Bonilla, O.L. Sarmiento, S.M. Gallo-Murcia, & Y. Contreras.(2017). *Exposure to Fine Particulate, Black Carbon, and Particle Number Concentration in Transportation Microenvironments*. Atmospheric Environment 157 (1). Elsevier Ltd: 135–45. doi:10.1016/j.atmosenv.2017.03.006.

Boogaard H., Borgman F., Kamminga J. & Hoek G. (2009). *Exposure to ultrafine and fine particles and noise during cycling and driving in 11 Dutch cities*. Atmos Environ 2009;43:4234–42.

Cepeda, M., Schoufour, J., Freak-Poli, R., Koolhaas, C.M., Dhana, K., Bramer, W.M. & Franco, O.H., (2016). *Levels of ambient air pollution according to mode of transport: A systematic review*. The Lancet Public Health. [http://dx.doi.org/10.1016/S2468-2667\(16\)30021-4](http://dx.doi.org/10.1016/S2468-2667(16)30021-4).

Denby, Bruce Rolstad, Ingrid Sundvor, Britt Ann K, Unni Nilssen, Kristen Gislefoss, Thomas Olsen, og Arne Kristensen. (2015). "Bedre Byluft 2014/15," MET report no. 23.

Denby B.R., Cassiani M., Horálek J., de Smet P. & de Leeuw F. (2011). *Sub-grid Variability and Its Impact on Air Quality Exposure Assessment*. Air Pollution Modeling and its Application XXI. NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Security. Springer, Dordrecht.

Delaunay, C., Goupil G., Ravelomanantsoa, H., Person, A., Mazoue, S., & François Morawski (2010). *Évaluation de l'exposition des citadins aux polluants atmosphériques au cours de leurs déplacements dans l'agglomération parisienne*, Pollution atmosphérique [En ligne], N° 215, mis à jour le : 03/09/2015, URL : <http://lodel.irevues.inist.fr/pollution-atmospherique/index.php?id=158>, <https://doi.org/10.4267/pollution-atmospherique.158>

EEA. (2017). *Air Quality in Europe 2017 EEA Report*. doi:10.2800/850018.

FHI (2013). *Luftkvalitetskriterier - Virkninger Av Luftforurensning På Helse*. Rapport 2013:9.

Gjerstad, K. I., Sundvor, I., og Tønnesen, D. (2012). *Vurdering Av Luftkvalitet Måledataanalyse og Litteraturstudie*. NILU OR 43/2012

- Goel, A., & Kumar, P. (2015). Characterisation of nanoparticle emissions and exposure at traffic intersections through fast-response mobile and sequential measurements. *Atmospheric Environment*, 107, 374–390. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.02.002>.
- Grana, M., Toschi, N., Vicentini, L., Pietroiusti, A., & Magrini, A. (2017). *Exposure to Ultrafine Particles in Different Transport Modes in the City of Rome*. *Environmental Pollution* 228. Elsevier Ltd: 201–10. doi:10.1016/j.envpol.2017.05.032.
- Gustafsson, M., Blomqvist, G., Swietlicki, E., Dahl, A., & Gudmundsson, A., (2012). *Inhalable railroad particles at ground level and subterranean stations - Physical and chemical properties and relation to train traffic*. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 17 (3). Elsevier Ltd: 277–85. doi:10.1016/j.trd.2011.12.006.
- Gustafsson, M., Abbasi, S., Blomqvist, G., Gudmundsson, A., Janhäll, S., Johansson, C., Norman, M., & Olofsson, U. (2016). *Particles in Road and Railroad Tunnel Air - Properties, Sources and Abatement Possibilities*, VTI rapport 917A.
- Hak, Claudia. (2016). *Kartlegging av svevestøv Nationaltheatret stasjon, Oslo*. NILU, NR 20/2016.
- Hak, Claudia (2017). *Vurdering av Black Carbon (BC) Og CO 2 langs veg i Oslo*. NILU NR 11/2017.
- Helsedirektoratet. (2014). *Anbefalinger om kosthold, ernæring og fysisk aktivitet*. <https://helsedirektoratet.no/Lists/Publikasjoner/Attachments/806/Anbefalinger-om-kosthold-ernæring-og-fysisk-aktivitet-IS-2170.pdf>.
- Høiskar, B.A.K., Sundvor, I., & Grythe, H. (2017). *Luftkvalitetsberegninger for Oslo. Luftkvalitetsberegninger for Oslo. Faglig innspill til revidert tiltaksutredning for luftkvalitet i Oslo 2017-2020*. NILU NR 29/2017
- Høiskar, B.A.K., Sundvor, I., Strand, A. (2014). *Tiltaksutredning for luftkvalitet i Oslo og Bærum 2015-2020*. NILU OR 49/2014.
- Int Panis, L., de Geus, B., Vandenbulcke, G., Willems, H., Degraeuwe, B., Bleux, N., Mishra, V., Thomas, I., & Meeusen, R., (2010). *Exposure to Particulate Matter in Traffic: A Comparison of Cyclists and Car Passengers*. *Atmospheric Environment* 44 (19): 2263–70. doi:10.1016/j.atmosenv.2010.04.028.
- Jerrett, M., Arain, A., Kanaroglou, P., Beckerman, B., Potoglou, D., Sahsuvaroglu, T., Morrison, J. & Giovis, Ch. 2005. *A Review and Evaluation of Intraurban Air Pollution Exposure Models*. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 15 (2): 185–204. doi:10.1038/sj.jea.7500388.
- Johansson, C., & Johansson P.Å.. (2003). *Particulate Matter in the Underground of Stockholm*. *Atmospheric Environment* 37 (1): 3–9. doi:10.1016/S1352-2310(02)00833-6.
- Johansson, C., Silvergren, S., Norman, M., & Sjövall, B. (2013). *Halter av partiklar och NOx i fordon i relation till omgivningsluftens halter. Underlag för skattning av trafikanteksponering*, SLB rapport no. 1:2013.
- Karanasiou, A., Viana, M., Querol, X., Moreno, T., & de Leeuw, F. (2014). *Assessment of personal exposure to particulate air pollution during commuting in european cities-Recommendations and policy implications*. *Science of the Total Environment* 490. Elsevier B.V.: 785–97. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.05.036.

- Kingham, S., Longley, I., Salmond, J., Pattinson, W., Shrestha, K., (2013). *Variations in exposure to traffic pollution while travelling by different modes in a low density, less congested city*. Environ. Pollut. 181, 211-218.
- Kumar, P., & Goel, A. (2016). *Concentration dynamics of coarse and fine particulate matter at and around signalised traffic intersections*. Environ. Sci.: Processes Impacts, 18(9), 1220–1235.
- Lewis, A., & Edwards, P. (2016). *Validate Personal Air-Pollution Sensors*. Nature 535 (7610): 29–31. doi:10.1038/535029a.
- MacNaughton, P., Melly, S., Vallarino, J., Adamkiewicz, A., & Spengler, J.D. (2014) *Impact of bicycle route type on exposure to traffic-related air pollution*. Science of the Total Environment 490 (2014) 37–43.
- Martins, V., Moreno, T., Mendes, L., Eleftheriadis, K., Diapoulis, E., Alves, C.A., Duarte, M., et al. (2016). *Factors Controlling Air Quality in Different European Subway Systems*. Environmental Research 146. Elsevier: 35–46. doi:10.1016/j.envres.2015.12.007.
- Mehel, A., Murzyn, F., Joly, F., Bruge, B., Cuvelier, Ph. & Patte-Rouland B. (2017). *On-board measurements to assess in-cabin vehicle air quality in Paris*. TAP: 22nd International Transport and Air Pollution Conference. Poster proceedings page 1-8
- Miljødirektoratet (2014). *Håndbok for kvalitetssystem for målinger av luftkvalitet håndbok for kvalitetssystem for målinger av luftkvalitet*, M39-2014
- Molle, R., Mazoué, S., Géhin, E., & Ionescu, A. 2013. *Indoor-Outdoor Relationships of Airborne Particles and Nitrogen Dioxide inside Parisian Buses*. Atmospheric Environment 69. Elsevier Ltd: 240–48. doi:10.1016/j.atmosenv.2012.11.050.
- Moreno, T., Reche, C., Rivas, I., Minguillon, M.C., Martins, V., Vargas, C., Buonanno, G., Parga, J., Pandolfi, M., Brines, M., Ealo, M., Fonseca, A.S., Amatao, F., Sosa, G., Capdevila, M., deMiguel, E., Querol, X., Gibbons, W., (2015) *Urban air quality comparison for bus, tram, subway and pedestrian commutes in Barcelona*. Environ. Res. 142, 495-510.
- Mueller, N., Rojas-Rueda, D., Cole-Hunter, T., de Nazelle, A., Dons, E., Gerike, R., Götschi, T., Int Panis, L., Kahlmeier, S., & Nieuwenhuijsen, M. (2015). *Health impact assessment of active transportation: a systematic review*. Preventive Medicine 76. Elsevier Inc.: 103–14. doi:10.1016/j.ypmed.2015.04.010.
- Ozgen, S., Ripamonti, G., Malandrini, A., Ragetti, M.S. & Lonati, G. (2016). *Particle number and mass exposure concentrations by commuter transport modes in Milan, Italy*. AIMS Environmental Science, 3(2): 168-184. DOI: 10.3934/environsci.2016.2.168.
- Pope, C. A., Ezzati, M., & Dockery, D. W., 2009. Fine-Particulate Air Pollution and Life Expectancy in the United States. New England Journal of Medicine 360 (4): 376–86. doi:10.1056/NEJMsa0805646.
- Ragetti, M. S., Yi Tsai, M., Braun-Fahrlander, Ch., de Nazelle, A., Schindler, Ch., Ineichen, A., Ducret-Stich, R.E., et al. (2014). *Simulation of population-based commuter exposure to NO₂ using different air pollution models*. International Journal of Environmental Research and Public Health 11 (5): 5049–68. doi:10.3390/ijerph110505049.
- Ragetti, M.S., Corradi, E., Braun-Fahrlander, C., Schindler, C., de Nazelle, A., Jerrett, M., Ducret-Stich, R.E., Künzli, N., Phuleria, H.C. (2013). *Commuter exposure to ultrafine particles in different urban locations, transportation modes and routes*. Atmospheric Environment 77 (2013)

- Ramos, C. A., Wolterbeek, H.T., & Almeida, S.M. (2016). *Air Pollutant Exposure and Inhaled Dose during Urban Commuting: A Comparison between Cycling and Motorized Modes*. Air Quality, Atmosphere and Health 9 (8) : 867–79. doi:10.1007/s11869-015-0389-5.
- Reche, C., Moreno, T., Martins, V., Minguillón, M. C., Jones, T., de Miguel, E., Capdevila, M., Centelles, S., & Querol, X. (2017). Factors Controlling Particle Number Concentration and Size at Metro Stations. Atmospheric Environment 156: 169–81. doi:10.1016/j.atmosenv.2017.03.002.
- Rivas, I, Kumar, P., & Hagen-Zanker, A.(2017). *Exposure to Air Pollutants during Commuting in London: Are There Inequalities among Different Socio-Economic Groups?* Environment International 101. 143–57. doi:10.1016/j.envint.2017.01.019.
- Rivas, I, Kumar, P., Hagen-Zanker, A., de Fatima Andrade, M., Slovic, A. D., Pritchard, J. P., & Geurs, K. T. (2017). *Determinants of Black Carbon, Particle Mass and Number Concentrations in London Transport Microenvironments*. Atmospheric Environment 161. Elsevier Ltd: 247–62. doi:10.1016/j.atmosenv.2017.05.004.
- SSB (2012) Tidsbruksundersøkelsen, Statistikkbanken.
- Tainio, M., deNazelle, A., Götschi, T., Kahlmeier, S., Kahlmeier, Rojas-Rueda, D., et al., (2016). *Can air pollution negate the health benefits of cycling and walking?* Prev.Med 2016 Jun; 87: 233–236
- Viana, M., Rivas, I., Reche, C., Fonseca, A.S., Perez, N., Querol, X., Alastuey, A., M. Alvarez-Pedrerol, M., & Sunyer, J. (2015). *Field Comparison of Portable and Stationary Instruments for Outdoor Urban Air Exposure Assessments*. Atmospheric Environment 123: 220–28. doi:10.1016/j.atmosenv.2015.10.076.
- Weichenthal, S., Van Ryswyk, K., Kulka, R., Sun, L., Wallace, L. & Joseph, L., (2015) *In-Vehicle Exposures to Particulate Air Pollution in Canadian Metropolitan Areas: The Urban Transportation Exposure Study*. Environ. Sci. Technol. 2015, 49, 597–605.
- WHO. (2013). *Review of Evidence on Health Aspects of Air Pollution – REVIHAAP Project*. World Health Organization, 309. <http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/2013/review-of-evidence-on-health-aspects-of-air-pollution-revihaap-project-final-technical-report>.
- Xu, B, & Jinliang H. (2017). *Air Quality inside Subway Metro Indoor Environment Worldwide: A Review*. Environment International 107 (June). Elsevier: 33–46. doi:10.1016/j.envint.2017.06.016.
- Zuurbier, M., Hoek, G., Oldenwening, M., Lenters, V., Meliefste, K., van den Hazel, P., & Brunekreef, B., (2010). *Commuters' exposure to particulate matter air pollution is affected by mode of transport, fuel type, and route*. Environ. Health Perspect. 118, 783–789.
- Aasvang, G. M., Låg, M. & Schwarze, P. (2016). *Sykdomsbyrde som følge av luftforurensning i Oslo*. ISBN 978-82-8082-764-7

Transportøkonomisk institutt (TØI)

Stiftelsen Norsk senter for samferdselsforskning

TØI er et anvendt forskningsinstitutt, som mottar basisbevilgning fra Norges forskningsråd og gjennomfører forsknings- og utredningsoppdrag for næringsliv og offentlige etater. TØI ble opprettet i 1964 og er organisert som uavhengig stiftelse.

TØI utvikler og formidler kunnskap om samferdsel med vitenskapelig kvalitet og praktisk anvendelse. Instituttet har et tverrfaglig miljø med rundt 70 høyt spesialiserte forskere.

Instituttet utgir tidsskriftet Samferdsel med 10 nummer i året og driver også forskningsformidling gjennom TØI-rapporter, artikler i vitenskapelige tidsskrifter, samt innlegg og intervjuer i media. TØI-rapportene er gratis tilgjengelige på instituttets hjemmeside www.toi.no.

TØI er partner i CIENS Forskningssenter for miljø og samfunn, lokalisert i Forskningsparken nær Universitetet i Oslo (se www.ciens.no). Instituttet deltar aktivt i internasjonalt forsknings-samarbeid, med særlig vekt på EUs rammeprogrammer.

TØI dekker alle transportmidler og temaområder innen samferdsel, inkludert trafiksikkerhet, kollektivtransport, klima og miljø, reiseliv, reisevaner og reiseetterspørsel, arealplanlegging, offentlige beslutningsprosesser, næringslivets transporter og generell transportøkonomi.

Transportøkonomisk institutt krever opphavsrett til egne arbeider og legger vekt på å opptre uavhengig av oppdragsgiverne i alle faglige analyser og vurderinger.

Besøks- og postadresse:

Transportøkonomisk institutt
Gaustadalléen 21
NO-0349 Oslo

22 57 38 00
toi@toi.no
www.toi.no