



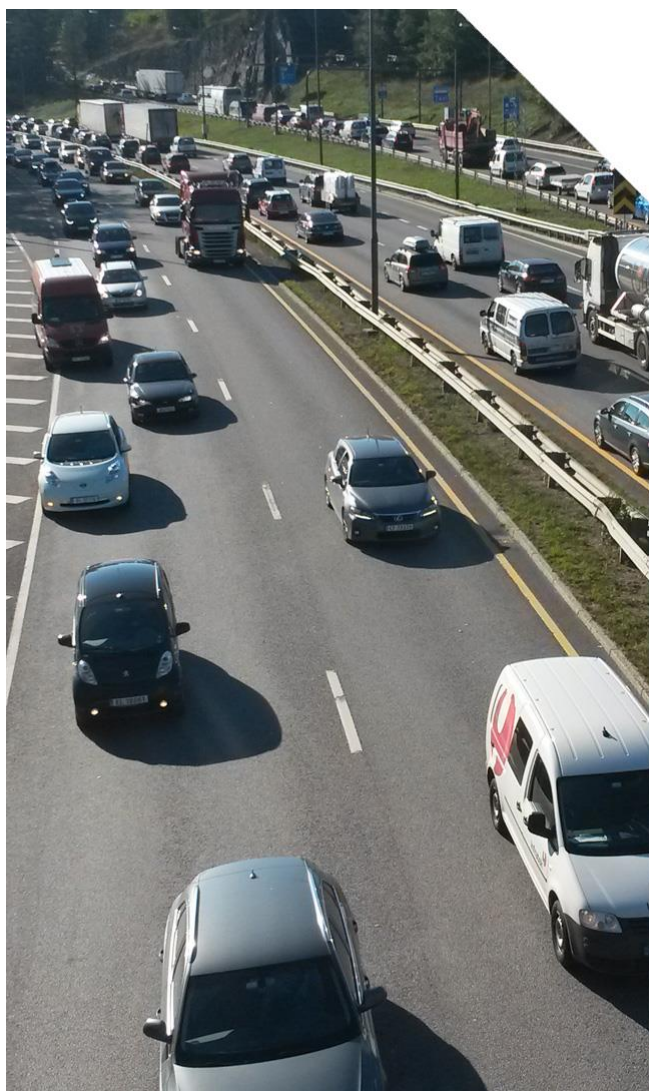
MILJØ-
DIREKTORATET

RAPPORT

M-1669 | 2020

Grenseverdier for svevestøv

Forslag til reviderte grenseverdier for PM10 og PM2,5



KOLOFON

Utførende institusjon

Miljødirektoratet, Statens vegvesen Vegdirektoratet, Folkehelseinstituttet og Meteorologisk institutt

Oppdragstakers prosjektansvarlig

Pål Amdal Magnusson

Kontaktperson i Miljødirektoratet

Pål Amdal Magnusson

M-nummer

1669

År

2020

Sidetall

176

**Miljødirektoratets
kontraktnummer**

[Kontraksnummer]

Utgiver

Miljødirektoratet

Prosjektet er finansiert av

[Prosjektet er finansiert av]

Forfatter(e)

Miljødirektoratet, Statens vegvesen Vegdirektoratet, Folkehelseinstituttet og Meteorologisk institutt

Tittel - norsk og engelsk

Grenseverdier for svevestøv
Forslag til reviderte grenseverdier for PM10 og PM2,5

Sammendrag - summary

Miljødirektoratet, Vegdirektoratet, Folkehelseinstituttet og Meteorologisk institutt har utredet om grenseverdiene for svevestøv, PM10 og PM2,5, bør endres. Vi har modellert svevestøvnivåene i Norge i 2025 og beregnet effekt av mulige tiltak for å bedre luftkvaliteten i ti eksempelkommuner. Helsegevinsten ved reduserte konsentrasjonsnivåer av svevestøv er beregnet med sykdomsbyrdeberegninger. Utredningen viser at det er mulig å nå strengere grenseverdier for svevestøv ved å gjennomføre samfunnsøkonomisk lønnsomme tiltak.

Miljødirektoratet, Vegdirektoratet og Folkehelseinstituttet anbefaler at grenseverdiene for svevestøv strammes inn fra 1. januar 2022.

4 emneord

Svevestøv, luftkvalitet, grenseverdi

4 subject words

Particulate matter, air quality, limit value

Forsidefoto

Espen Larsen, Miljødirektoratet og Bård Øyvind Bredesen, naturarkivet.no

Sammendrag

Bakgrunn

Luftforurensning er det miljøproblemet i Norge som har størst betydning for menneskers helse. I norske kommuner er det svevestøv som utgjør det største problemet. Svevestøv, eller partikulært materiale (PM), er små, luftbårne partikler som varierer i størrelse og sammensetning og som kan pustes inn. PM_{10} og $PM_{2,5}$ er betegnelsene på partikler med aerodynamisk diameter under henholdsvis 10 og 2,5 mikrometer (μm). En rekke befolkningsundersøkelser fra hele verden viser en sammenheng mellom svevestøvkonsentrasjonen i uteluft og sykkelighet og dødelighet i befolkningen. Det europeiske miljøbyrået, EEA, har estimert at mellom 248 000 og 489 000 for tidlige dødsfall i EU i 2016 kunne tilskrives eksponering for fint svevestøv ($PM_{2,5}$), mens tilsvarende tall for Norge er oppgitt å være omtrent 1300 (EEA, 2019).

Miljødirektoratet, Statens vegvesen Vegdirektoratet og Folkehelseinstituttet har fått i oppdrag fra Klima- og miljødepartementet, Samferdselsdepartementet og Helse- og omsorgsdepartementet å utrede mulighetene for å skjerpe grenseverdiene i forurensningsforskriften kapittel 7 om lokal luftkvalitet for svevestøv, som et virkemiddel for å bedre luftkvaliteten. Oppdraget er gjennomført i en arbeidsgruppe med medlemmer fra de tre etatene og Meteorologisk institutt har også deltatt i arbeidsgruppen. I dag er det grenseverdier for gjennomsnittskonsentrasjon for et kalenderår (årsmiddel) av PM_{10} og $PM_{2,5}$. For PM_{10} er det i tillegg en grenseverdi for antall døgn per kalenderår det er lovlig å overskride et bestemt døgnmiddelnivå. Arbeidsgruppen har vurdert om utslippsreduksjonene som kreves for å nå strengere grenseverdier er gjennomførbare og om de er samfunnsøkonomisk lønnsomme.

Arbeidsgruppens tilnærming

Arbeidsgruppen har innhentet historiske måledata fra byer og tettsteder i Norge og analysert disse. For å analysere den nåværende og framtidige situasjonen, har Meteorologisk institutt utført luftkvalitetsberegninger for hele Norge. Beregningene er gjort med luftkvalitetsmodellen uEMEP (Urban EMEP, EMEP=European Monitoring and Evaluation Programme) som er den samme modellen som brukes til å varsle luftkvaliteten i varslingsjenesten Luftkvalitet i Norge¹. Modellen bruker informasjon om utslipp av svevestøv og meteorologi til å beregne spredningen av luftforurensning og kan brukes til å beregne konsentrasjoner av svevestøv ved ulik tidsoppløsning i hele Norge.

I dette prosjektet har vi brukt meteorologien fra 2016 i luftkvalitetsberegningene, både for nåsituasjonen og fremtidig situasjon. For de fleste utslippskildene har vi brukt samme informasjon om utslipp som brukes i varslingsjenesten Luftkvalitet i Norge, som er basert på utslipp fra 2016, 2017 eller 2018 avhengig av utslippssektor. Vi har verifisert modellberegningene for 2016 med faktiske målinger for 2016. I tillegg har vi framskrevet utslippene av svevestøv til 2025 ved å inkludere de endringene i utslipp som forventes fram mot

¹ Luftkvalitet i Norge: <https://luftkvalitet.miljostatus.no/>

2025 basert på utviklingstrender og vedtatt politikk. Basert på luftkvalitetsberegningene i 2025 valgte vi ut ti eksempelkommuner som antakelig må gjennomføre ytterligere tiltak for å innfri strengere grenseverdier i 2025. Det store flertallet av kommuner kan overholde strengere grenseverdier uten å gjennomføre ytterligere tiltak. Vi har vurdert tiltak som kan gjennomføres for å senke nivåene av svevestøv i eksempelkommunene, og modellert effekten tiltakene har på nivåene av svevestøv i 2025. Tiltakene som er vurdert er driftstiltak på vei (renhold og støvdemping), økt bruk av piggfrie vinterdekk, miljøfartsgrense, reduserte utslipp fra tunnelmunninger, og reduserte utslipp fra vedfyring.

Helsegevinstene av å senke nivåene av svevestøv er kvantifisert ved hjelp av sykdomsbyrdeberegninger. Disse brukes til å beregne hvordan ulike sykdommer, skader og risikofaktorer (som svevestøv) rammer en befolkning i form av helsetap og dødelighet. For å kvantifisere sykdomsbyrden som følge av svevestøveksposering benyttet vi metodikken som beregner «helsetapsjusterte leveår» (DALY; *Disability Adjusted Life Years* på engelsk). Denne metoden er internasjonalt anerkjent og gjør at vi kan kvantifisere helsetap fra både sykdom og død.

Luftkvalitetsberegningene angir hvor mange personer som er utsatt for ulike nivåer av svevestøv på bostedsadresser. Disse beregningene benyttes til å bestemme sykdomsbyrden som kan tilskrives eksponering for svevestøv i de ti eksempelkommunene. Ved å sammenligne resultatene fra sykdomsbyrdeberegningene før og etter gjennomføring av tiltak har vi vurdert helsegevinsten som kan oppnås ved å senke grenseverdiene. Helsedirektoratet har anbefalt hvordan helsetapsjusterte leveår skal verdsettes, og vi har brukt disse anbefalingene for å beregne helsegevinsten av reduserte svevestøvnivåer. Vi har også beregnet kostnadene ved å gjennomføre tiltak for å sikre tilstrekkelige utslippsreduksjoner, og sammenlignet dette med helsegevinsten av lavere nivåer av svevestøv, for å vurdere om tiltakene er samfunnsøkonomisk lønnsomme. Beregningene viser at det er mulig å nå skjerpede grenseverdier ved å gjennomføre samfunnsøkonomisk lønnsomme tiltak.

For antall døgnmiddeloverskridelser av PM_{10} er sykdomsbyrdeberegninger ikke egnet metodikk for verdsetting av helsegevinster. Vi har derfor ikke kunnet gjøre samfunnsøkonomiske vurderinger for denne grenseverdien, og har basert anbefalingen av ny grenseverdi på beregningene som er gjort for grenseverdien for årsmiddel. Arbeidsgruppen anbefaler at metodikk for verdsetting av døgnmidlet svevestøveksposering utvikles og kvalitetssikres for bruk i Norge. Deretter bør grenseverdien for antall døgnmiddeloverskridelser vurderes på nytt.

Arbeidsgruppens anbefalinger

Resultatene i denne rapporten viser at det er mulig å overholde nye, skjerpede grenseverdier for svevestøv ved hjelp av samfunnsøkonomisk lønnsomme tiltak. Basert på utredningen av tiltak i de ti eksempelkommunene mener vi også at de nødvendige utslippsreduksjonene er gjennomførbare. Framskrivningene vi har gjort for hele landet viser at det er relativt få kommuner på landsbasis som må gjennomføre tiltak for å nå skjerpede grenseverdier; mellom 3 og 40 kommuner for de ulike grenseverdiene. I 17 av de større byene i Norge gjøres det allerede mye for å senke nivåene av svevestøv. I noen av disse kommunene må det gjøres flere tiltak enn i dag, og i tillegg må det antagelig gjøres tiltak i opptil 25 nye kommuner.

Arbeidsgruppen anbefaler at alle de tre grenseverdiene for svevestøv skjerpes. For at kommunene skal ha tilstrekkelig tid til å forberede seg anbefaler vi at innføringen skjer fra 1. januar 2022.

PM₁₀ årsmiddel: 20 µg/m³ (ned fra dagens 25 µg/m³)

Resultatene fra denne utredningen viser at det er mulig å redusere nivåene av årsmiddel for PM₁₀ til 20 µg/m³. Hvor omfattende tiltak som må til for å nå denne grenseverdien, varierer mellom kommunene. I noen kommuner er en moderat heving av andelen piggfrie vinterdekk nok, mens andre kommuner trenger en mer omfattende tiltakspakke med økt bruk av piggfrie vinterdekk, bedret renhold og støvdemping, reduserte utslipp fra tunnelmunninger og miljøfartsgrenser. Beregningene våre viser at de modellerte tiltakspakkene er samfunnsøkonomisk lønnsomme i eksempelkommunene. Det gjelder også hvis vi legger det laveste estimatet for mulig helsegevinst til grunn. Arbeidsgruppen anbefaler derfor at grenseverdien for PM₁₀ årsmiddel senkes fra 25 µg/m³ til 20 µg/m³.

PM₁₀, antall tillatte overskridelser av døgnmiddel 50 µg/m³: 25 (ned fra dagens 30)

Siden det ikke var mulig å gjennomføre egne samfunnsøkonomiske vurderinger for døgnmidlet PM₁₀ anbefaler arbeidsgruppen kun en moderat skjerping av grenseverdien fra 30 til 25 tillatte overskridelser. Resultatene fra luftkvalitetsberegningene viser at det er mulig å oppnå 25 overskridelser av døgnmiddelnivået 50 µg/m³ ved å gjennomføre tiltak for å redusere årsmidlet PM₁₀. Arbeidsgruppen anbefaler at denne grenseverdien vurderes igjen når metodikk for verdsetting av døgnmidlet eksponering for PM₁₀ tilpasset norske forhold er etablert. Erfaring og resultater fra arbeidet som gjøres på strakstiltak mot PM₁₀ i Trondheim kommune tyder på at det er mulig å redusere antall døgnmiddeloverskridelser til et ensifret tall også i store byer. Før en ny vurdering av grenseverdien er det også ønskelig at overførbarheten av Trondheims tiltaksregime til andre kommuner utredes.

PM_{2,5} årsmiddel: 10 µg/m³ (ned fra dagens 15 µg/m³)

Resultatene av framskrivningene som er gjort i dette prosjektet viser at det bare vil være et fåtall kommuner som har årsmiddelnivåer av PM_{2,5} over 10 µg/m³ i 2025. I disse kommunene er utslipp fra vedfyring viktigste lokale kilde, og de samfunnsøkonomiske beregningene viser at det er lønnsomt å gjennomføre tiltak for å senke nivåene av PM_{2,5}. Ikke-lokale utslipp, blant annet langtransportert luftforurensning, er en svært viktig kilde til PM_{2,5}, og etter arbeidsgruppens syn er det denne kilden som begrenser hvor langt ned det er mulig å sette grenseverdien. Arbeidsgruppen anbefaler at grenseverdien for PM_{2,5} årsmiddel senkes fra 15 µg/m³ til 10 µg/m³.

Anbefalingene sammenlignet med grenseverdier i andre land

Norge har allerede lavere grenseverdier for svevestøv enn i EUs luftkvalitetsdirektiv (2008/50/EC). Våre anbefalte endringer øker gapet til grenseverdiene i EUs luftkvalitetsdirektiv, men gjør samtidig at grenseverdiene nærmer seg de helsebaserte anbefalingene fra Folkehelseinstituttet og Verdens helseorganisasjon (WHO).

Etter det vi kjenner til er det kun tre land i Europa som har strengere grenseverdier for svevestøv enn Norge, nemlig Østerrike, Sveits og Liechtenstein. De anbefalte endringene vil gjøre den norske grenseverdien for årsmiddel PM_{10} og $PM_{2,5}$ lik grenseverdien i Sveits og Liechtenstein. Den anbefalte nedjusteringen av antall tillatte overskridelser av PM_{10} -døgnmiddel på $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ fra 30 til 25 vil gjøre at vi får en grenseverdi tilsvarende Østerrike, mens Sveits og Liechtenstein tillater kun én overskridelse av døgnmiddelverdien $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Ordforklaring

Befolkningsstudier, populasjonsstudier: En andel av en befolkning undersøkes ved at man samler inn data om hvert individ, ved hjelp av for eksempel spørreskjema eller helseregistre. Gruppen av befolkningen følges gjerne over tid for å undersøke om lengre tids eksponering kan føre til sykdom. Informasjon om helse og død innhentes gjerne fra helseregistre. Kohort er en type befolkningsstudier som følger en befolkning over lengre tid.

Befolkningsvektet konsentrasjon er gjennomsnittskonsentrasjonen av en luftforurensingskomponent, for eksempel svevestøv, per kommune basert på hele befolkningens eksponering på bostedsadresser i kommunen.

DALY er forkortelse for *Disability adjusted life years*, eller "helsetapsjusterte leveår" på norsk.

Døgnmiddel betyr gjennomsnittskonsentrasjonen ut over et døgn.

Global Burden of Disease (GBD) prosjektet: Det internasjonale sykdomsbyrdeprosjektet, som koordineres og drives fra *Institute of Health Metrics and Evaluation (IHME)*, beregner sykdomsbyrde for en rekke sykdommer, skader og risikofaktorer og følger utviklingen fra 1990 og fremover.

Helsetapsvekten er et tall mellom 0 («helt frisk») og 1 («død») som uttrykker størrelsen på helsetapet som er forbundet med sykdommen eller skaden. Størrelsen på helsetapsvektene er ment å gjenspeile den generelle befolkningens formening om helsetapet knyttet til ulike helsetilstander. Helsetapsvektene er imidlertid mye debattert, og størrelsen på helsetapsvekten vil kunne ha mye å si for det beregnede helsetapet.

Konfidensintervall (KI) benyttes for å angi statistisk usikkerhet. KI kan være for en måling, og er da basert på gjennomsnittet og standardavviket til en fordeling av disse målingene. KI er også vanlig å beregne for et effektmål, f.eks. for RR. Det mest brukte konfidensintervallet er 95%.

Kost-nytte vurderinger er lønnsomhetsanalyser av prosjekter der både fordeler og ulemper med prosjektet vurderes. Formålet er å vurdere den samfunnsøkonomiske *lønnsomheten* til prosjektet.

Kurveform beskriver formen til en linje eller kurve, denne kan anta ulike former som for eksempel en rett linje eller ulike former for krumning som supra-lineær og sub-lineær (se forklaringer nedenfor).

Langtransportert luftforurensing: Forurensende utslipp fra andre land som fraktes til Norge med luft og nedbør. Det er små svevestøvparkler (PM_{10} og $PM_{2,5}$) og gasser som ozon som lettest transporteres med vinden til Norge. Langtransportert luftforurensning kan stamme fra industriutslipp i andre land og fra naturlige kilder som skogbranner.

Lineær: en lineær kurve er det samme som en rett linje.

Log-log kurve er en kurve som følger en logaritmisk skala på x-aksen og en lineær skala på y-aksen. Dette gir opphav til en supra-lineær kurve som er brattere i starten (for lave verdier av x) enn lengre ute i kurveforløpet (høyere verdier av x) (se eksempel i figur 12).

Log-lineær kurve er en kurve som følger en logaritmisk skala på y-aksen og en lineær skala på x-aksen. Dette gir opphav til en supra-lineær kurve som blir brattere og brattere lengre ute i kurveforløpet (høyere verdier av x).

Meta-analyse er en statistisk metode for å kombinere resultater (risikoestimer) og konfidensintervaller fra flere enkeltstudier for å komme frem til ett risikoestimat med tilhørende konfidensintervall.

Meteorologi: Med meteorologi menes meteorologiske forhold som ligger til grunn for beregning av luftkvalitet. Vindretning og -hastighet er viktig for spredning og fortykning av forurensning, og nedbør har en stor påvirkning på oppvirvling av veistøv. I tillegg vil atmosfærens vertikale blandingssevne ha stor betydning for hvilke konsentrasjoner som oppstår som følge av et gitt utslipp.

Persentiler: Eksponeringsnivåer kan beskrives ved hjelp av **persentiler**, en statistisk størrelse som brukes til å beskrive hvor en måling står i forhold til alle målingene som er gjort i en befolkning. For å beregne persentiler må alle målingene rangeres etter størrelse. For en befolkning på 100 vil **5-persentilen** tilsvare eksponeringsnivået for den personen hvis eksponering er rangert som nummer 5 i befolkningen, og 5 prosent av befolkningen vil ha lavere eksponering enn det nivået.

PM er forkortelse for partikulært materiale og brukes synonymt med "svevestøv". Dette er små, luftbårne partikler som varierer i størrelse og sammensetning og kan pustes inn. PM deles inn i ulike størrelsesgrupper ut fra diameteren til partiklene i mikrometer (μm). Konsentrasjoner av PM måles i mikrogram per kubikkmeter ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

PM₁₀ er partikulært materiale med diameter mindre enn 10 mikrometer (μm). Konsentrasjoner av PM₁₀ måles i mikrogram per kubikkmeter ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

PM_{2,5} er partikulært materiale med diameter mindre enn 2,5 mikrometer (μm). Konsentrasjoner av PM_{2,5} måles i mikrogram per kubikkmeter ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Relativ risiko (RR) er et forholdstall. Det beskriver hvor mye større sannsynlighet det er for en hendelse i én gruppe i forhold til en annen. Dersom forekomsten av sykdom er 20 prosent i en gruppe som har vært utsatt for et giftstoff, mens den er 10 prosent i en tilsvarende gruppe som ikke har vært utsatt for giftstoffet, vil relativ risiko være $0,20/0,10$ altså 2,0.

Risikoestimat: Ut fra statistiske modeller beregnes et estimat for sammenhengen mellom en eksponering (f.eks. luftforurensning) og en helsevirkning (f.eks. død). Risikoestimatet er f.eks. et mål på risikoen for død ved en spesifikk økning av luftforurensning, og kalles også for effektmål.

Romlig oppløsning sier noe om graden av detaljer, f.eks. i beregning av luftforurensning, som kan inkluderes i et bilde eller en annen beskrivelse av et tredimensjonalt rom. Luftforurensning beregnes ofte per km^2 eller noen ganger med finere oppløsning, slik som $100 \times 100 \text{ m}^2$.

Sensitivitetsanalyse er en analyse der man undersøker hvor følsom resultatvariabelen (f.eks. sykdomsbyrden) er for endringer i de faktorene som inngår i beregningene (f.eks. svevestøveksposering eller konsentrasjons-responskurven).

Sykdomsbyrde er et kvantitativt mål på sykdom og død hvor år med ikke-dødelig helsetap (YLD) og dødelig helsetap (YLL) summeres til helsetapsjusterte leveår (DALY).

Terskelverdi er en verdi som må overstiges for at risikoen skal øke. I forbindelse med en kurve, er kurven ofte 0 eller 1 for verdier av x under terskelverdien, for så å starte å stige etter terskelverdien, altså når verdiene av x er større eller lik terskelverdien.

Total dødelighet regnes som alle dødsfall bortsett fra dem som skyldes en voldsom død.

Tiltak: I dette prosjektet er tiltakene de fysiske handlingene som gjennomføres for å redusere svevestøvnivåene, for eksempel redusert bruk av piggdekk, økt vasking av vei eller utfasing av eldre ildsteder.

Virkemiddel er styringsverktøy myndighetene kan ta i bruk for å utløse tiltak. Avgifter, subsidier, påbud, forbud, forskrifter, panteordninger, gebyrer, avtaler, opplysningsvirksomhet osv. er eksempler på virkemidler som kan brukes for å utløse tiltak.

Årsmiddel betyr gjennomsnittskonsentrasjonen over et år.

Innhold

1. Innledning	11
2. Bakgrunn	11
2.1. Luftforurensning og svevestøv.....	11
2.2. Helseeffekter av svevestøv (FHI)	14
2.3. Status for lokal luftkvalitet i Norge	15
2.3.1. PM ₁₀ -konsentrasjoner	15
2.3.2. PM _{2,5} - konsentrasjoner	17
2.4. Grenseverdier i andre land	18
3. Metoder og inngangsdata.....	20
3.1. Beregninger av luftkvalitet	20
3.1.1. Beskrivelse av luftkvalitetsmodellen for beregning av spredning og eksponering for luftforurensning	21
3.1.2. Utslippsdata brukt i beregningene	22
3.1.3. Valg av meteorologisk år	22
3.1.4. Validering og usikkerhet av modellberegninger	23
3.1.5. Beregninger for 2016 og 2025	24
3.2. Valg av mulige nivåer for nye grenseverdier	27
3.3. Valg av kommuner til videre analyser	28
3.4. Beskrivelse av utredede tiltak.....	29
3.5. Valg av tiltak og tiltakspakker	33
3.5.1. Tiltakspakke 1.....	34
3.5.2. Tiltakspakke 2a og 2b.....	36
3.6. Sykdomsbyrdeberegninger	37
3.6.1. Metode for sykdomsbyrdeberegninger.....	38
3.6.2. Valg av konsentrasjons-responskurver.....	42
3.6.3. Kvalitetssikring av sykdomsbyrdemetodikk	44
3.7. Samfunnsøkonomiske beregninger	45
3.7.1. Beregning av nytte og kostnader	45
3.7.2. Metode for nytte-kostnadsanalysene	46
3.8. Vurdering av grenseverdi for PM ₁₀ - døgnmiddel	47
4. Resultater	49
4.1 Beregninger av luftkvalitet og antall eksponerte.....	50
4.1.1. Referansesituasjonen i 2025	50
4.1.2. Situasjonen i 2025 med tiltak.....	52
4.1.3. Beregninger for målestasjonspunktene.....	60

4.2	Nytte/kostnader ved endrede grenseverdier for årsmidlet eksponering	62
4.2.1	Sykdomsbyrdeberegninger og helsegevinst	62
4.2.2	Nytte-kostnadsanalyser	65
4.3	Vurdering av døgnmiddel av PM_{10}	70
5.	Diskusjon	73
5.1.	Forslag til nye grenseverdier/anbefaling	73
5.1.1.	PM_{10} årsmiddel	74
5.1.2.	PM_{10} døgnmiddel	76
5.1.3.	$PM_{2,5}$ årsmiddel	77
5.2.	Konsekvenser av endrede grenseverdier	79
5.2.1.	Administrative kostnader	79
5.2.1	Privatpersoner	81
5.2.2.	Kommuner	82
5.2.3.	Fylkeskommuner	83
5.2.4.	Staten	83
5.2.5.	Næringslivet	83
5.3.	Forutsetninger for vellykket gjennomføring	84
5.3.1.	Endringer i øvre og nedre vurderingsterskel	85
5.3.2.	Tidspunkt for innføring av nye grenseverdier	85
5.4.	Alternativer til grenseverdier som virkemiddel for å redusere nivåene av luftforurensning	85
5.4.1.	Alternative reguleringer av $PM_{2,5}$	86
5.4.2.	Behandling av luftkvalitet i arealplanlegging	86
5.4.3.	Satellittbasert veipricing med takstdifferensiering	87
5.5.	Prinsipielle spørsmål	87
5.6.	Sammenligning med grenseverdier i andre land	87
	Referanser	89

Vedlegg:

- A. Måledata for perioden 2013-2019
- B. Utfyllende om metode
- C. Utfyllende informasjon om sykdomsbyrdeberegninger
- D. Utfyllende om resultater
- E. Spørreundersøkelse til kommuner og vegregioner

1. Innledning

Klima- og miljødepartementet, Samferdselsdepartementet og Helse- og omsorgsdepartementet har gitt Miljødirektoratet, i samråd med Vegdirektoratet og Folkehelseinstituttet, i oppdrag å oppdatere kunnskapsgrunnlaget for grenseverdiene for svevestøv (PM_{10} og $PM_{2,5}$), og å foreslå eventuelle nødvendige endringer i grenseverdiene. Departementene har videre bedt om at etatene vurderer samfunnsøkonomisk nytte, gjennomførbarheten av utslippsreduksjoner og en sammenligning og kommentar til om anbefalingene er i tråd med, eller avvikende fra, praksis i andre land.

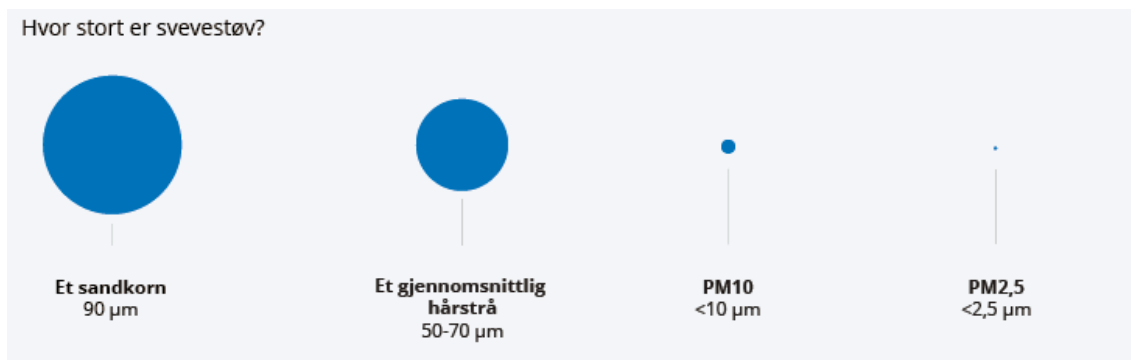
Grenseverdiene for svevestøv i forurensningsforskriften kapittel 7 om lokal luftkvalitet ble skjerpet fra 1. januar 2016. Både års- og døgnmiddelgrenseverdiene for PM_{10} og årsmiddelgrenseverdien for $PM_{2,5}$ ble skjerpet. Bakgrunnen for endringene var anbefalingene i rapporten *Grenseverdier og nasjonale mål - forslag til langsiktige helsebaserte nasjonale mål og reviderte grenseverdier for lokal luftkvalitet* (M-129/2014) utarbeidet av Miljødirektoratet, Vegdirektoratet, Helsedirektoratet og Folkehelseinstituttet. For å ta høyde for teknologiske fremskritt eller ny kunnskap om tiltak og helseeffekter, anbefalte etatene en ny gjennomgang av potensialet for å skjerpe grenseverdiene ytterligere i 2018.

Denne rapporten er svar på departementenes oppdrag, og er utarbeidet av en arbeidsgruppe med deltakere fra Miljødirektoratet, Vegdirektoratet, Folkehelseinstituttet og Meteorologisk institutt. Etatene har valgt å benytte samme luftkvalitetsmodell som ligger til grunn for de digitale tjenestene som utarbeides i Luftsamarbeidet, deriblant varslingstjenesten Luftkvalitet i Norge. Det er Meteorologisk institutt sine modeller og beregninger som ligger til grunn for disse tjenestene, og etatene som fikk oppdraget har derfor inkludert Meteorologisk institutt i arbeidsgruppen. Deres kompetanse om luftkvalitetsberegninger gjorde det mulig å vurdere konsekvensene av nye grenseverdier for hele Norge. Miljødirektoratet, Vegdirektoratet og Folkehelseinstituttet står bak anbefalingene av nye grenseverdier for svevestøv. Prosjektet har gått under navnet Grenseverdiprosjektet.

2. Bakgrunn

2.1. Luftforurensning og svevestøv

Svevestøv, eller partikulært materiale (PM), er små, luftbårne partikler som varierer i størrelse og sammensetning. Kilder til svevestøv er forbrenningsprosesser eller mekanisk slitasje, for eksempel slitasje av asfalt som følge av piggdekkbruk. Svevestøv deles gjerne inn i størrelsesgrupper ut ifra hvilken diameter partiklene har. De viktigste størrelsesgruppene er PM_{10} , $PM_{2,5}$ og $PM_{0,1}$ som er partikler med aerodynamisk diameter under henholdsvis 10, 2,5 og 0,1 mikrometer (μm). Forbrenningspartikler dominerer i fint svevestøv ($PM_{2,5}$), slitasjepartikler dominerer i grovt svevestøv ($PM_{10-2,5}$). Svevestøv (PM_{10}) er summen av grovt og fint svevestøv.



Figur 1 Visualisering av størrelsen på svevestøv-partikler. Størrelsen på veldig fin sand er 63 til 125 µm. Svevestøv (PM10) er summen av grovt og fint svevestøv. Kilde: https://luftkvalitet.miljostatus.no/artikkel/170#Svevest_v_PM

De viktigste kildene til svevestøv er veitrafikk, vedfyring og langtransportert forurensing. Noen steder er industri, forbrenningsanlegg, bygg- og anleggsaktivitet og havner viktige kilder.

Veitrafikk bidrar til svevestøvnivåene, både gjennom eksosutslipp og slitasje av asfalt, bildekk og bremses. Slitasjepartiklene omtales ofte som veistøv. Alle typer kjøretøy bidrar til slitasjepartikler, men det dannes mye mer veistøv når kjøretøy bruker piggdekk. Svevestøv fra veitrafikk kan virvles opp igjen om det ikke skylles bort av nedbør eller fjernes ved snøbrøyting eller renhold. I tillegg kan strøsand og grus knuses og bli en kilde til veistøv som biltrafikken virvler opp slik at det blir svevestøv.

Vedfyring er en viktig kilde til luftforurensing i Norge, spesielt for utslipp av fint svevestøv (PM_{2,5}). Disse utslippene bidrar til konsentrasjoner av luftforurensning over store områder fordi utslippet skjer via piper høyere opp enn bakkeplan; noe som fører til større spredning, men også større fortynning.

Langtransportert svevestøv, det vil si svevestøv som transporteres med vinden over landegrenser, fylkesgrenser og/eller kommunegrenser, spiller også en viktig rolle for det lokale forurensingsnivået på bakkenivå. Lokale utslipp fra vedfyring og veitrafikk er også en kilde til langtransportert svevestøv når det blåser over til nabokommunen. De fleste europeiske land har forpliktet seg til å redusere sine utslipp av fint svevestøv (PM_{2,5}) gjennom Gøteborgprotokollen. EU-landene må også redusere sine utslipp i tråd med kravene i EUs oppdaterte "utslippstakdirektiv", EU 2016/2284, fra 2016 (EU, 2016).

PM₁₀ og PM_{2,5} er regulert med grenseverdier i forurensningsforskriften kapittel 7, og forskriften stiller også krav om at konsentrasjonene av disse størrelsesfraksjonene overvåkes i utendørsluft gjennom målinger og beregninger. Forurensningsforskriften kapittel 7 om lokal luftkvalitet implementerer bestemmelsene i EUs luftkvalitetsdirektiv, 2008/50/EF, men for svevestøv har Norge strengere grenseverdier enn luftkvalitetsdirektivet.

For begge størrelsesfraksjonene er det grenseverdier for årsmiddelkonsentrasjonen. For PM₁₀ er det også grenseverdi for døgnmiddelkonsentrasjonen. I tillegg til grenseverdier har vi nasjonale mål for gjennomsnittlig årsmiddelkonsentrasjon av PM₁₀ og PM_{2,5}. Tidligere var det nasjonale målet for luftkvalitet knyttet til høye forurensningsnivåer over korte perioder. De mest alvorlige helseeffektene oppstår imidlertid ved langtidseksponering. Det nasjonale målet ble derfor endret fra 1. januar 2017 slik at det nå er knyttet til årsmiddelkonsentrasjoner, og

ikke times- eller døgnmiddelkonsentrasjoner. Det nasjonale målet er harmonisert med luftkvalitetskriteriene som er fastsatt av Miljødirektoratet og Folkehelseinstituttet. Luftkvalitetskriteriene angir hvilke nivåer av luftforurensing som er trygge for de aller fleste.

Gjeldende grenseverdier, luftkvalitetskriterier og nasjonale mål for $PM_{2,5}$ og PM_{10} er presentert i Tabell 1. Miljødirektoratet, Folkehelseinstituttet, Veidirektoratet og Helsedirektoratet ga i rapporten fra 2014 (M-129/2014) en foreløpig anbefaling til en videre innskjerping av grenseverdier for svevestøv fra 2020. Disse er også inkludert i tabellen.

Tabell 1 Oversikt over gjeldende grenseverdier i Norge for PM_{10} og $PM_{2,5}$, foreslåtte grenseverdier i M-129, nasjonale mål og luftkvalitetskriterier.

Komponent, midlingstid	Grenseverdi per 2020	Foreslått grenseverdi i M-129	Nasjonalt mål	Luftkvalitetskriterier
PM_{10}, døgn	50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [med maksimalt 30 overskridelser]	50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [med maksimalt 15 overskridelser]	-	30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
PM_{10}, år	25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
$PM_{2,5}$, døgn	-	-	-	15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
$PM_{2,5}$, år	15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Helseskadelig utendørs luftkvalitet er i regelverket knyttet til bakkenivå, altså der folk ferdes og puster. Utslippskilder høyt over bakken blir først en forurensningskilde av betydning når utslippene sprer seg ned til bakken. Veistøv og eksos dannes på bakkenivå, ofte nær der folk ferdes. Disse utslippskildene får derfor stor betydning.

I tillegg til grenseverdier er komponentene i forurensningsforskriften kapittel 7 regulert med øvre og nedre vurderingsterskel. Øvre og nedre vurderingsterskel er konsentrasjonsnivåer som er lavere enn grenseverdiene og overskridelse av disse utløser blant annet krav om overvåking av luftkvaliteten eller utarbeiding av tiltaksutredning (jf. veileder til forurensningsforskriften kap.7). Det skal gjennomføres målinger og tiltaksutredning ved overskridelse av øvre vurderingsterskel. Mellom øvre og nedre vurderingsterskel reduseres kravet om målinger. Under nedre vurderingsterskel vil det ikke være behov for målinger.

Tabell 2 Oversikt over øvre og nedre vurderingsterskel for PM_{10} og $PM_{2,5}$, jamfør vedlegg 3 til forurensningsforskriften kap.7.

Komponent, midlingstid	Grenseverdi per 2020	Øvre vurderingsterskel	Nedre vurderingsterskel
PM_{10}, døgn	50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [med maksimalt 30 overskridelser]	35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [med maksimalt 30 overskridelser]	25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [med maksimalt 30 overskridelser]
PM_{10}, år	25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
$PM_{2,5}$, år	15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

2.2. Helseeffekter av svevestøv (FHI)

Luftforurensning er blant de miljøfaktorene som i størst grad påvirker befolkningens helse, både i Norge og globalt. Ulike typer luftforurensning, som svevestøv og gasser, kan bidra til uønskede helsevirkninger i befolkningen hvis de finnes i høye nok konsentrasjoner. Sammenhengen mellom eksponering for svevestøv og helse er godt dokumentert, særlig for lunge- og hjerte-karsykdom (Folkehelseinstituttet, 2013).

Eksponering for svevestøv kan både utløse og forverre sykdom, først og fremst i luftveiene og i hjerte- og karsystemet (Folkehelseinstituttet, 2013). Korte opphold (timer/døgn) i forurenset luft kan forverre eksisterende hjerte- og lungesykdommer, mens langvarig eksponering (måneder/år) også ser ut til å bidra til utvikling av sykdom. Både utvikling og forverring av sykdom kan føre til for tidlig død, altså at man dør tidligere enn man ville ha gjort hvis man var frisk. Nyere forskning knytter også svevestøveksponeringen til andre helsevirkninger, som for eksempel diabetes, fedme og effekter på sentralnervesystemet (autisme, ADHD, Alzheimer, Parkinson etc.) (Landrigan m. fl., 2018; Myhre m. fl., 2018; Norman m. fl., 2013; Proietti m. fl., 2013). Det europeiske miljøbyrået, EEA, har estimert at mellom 248 000 og 489 000 for tidlige dødsfall i EU i 2016 kunne tilskrives eksponering for fint svevestøv (PM_{2,5}), mens tilsvarende tall for Norge er oppgitt å være omtrent 1300 (EEA, 2019). Svevestøv utgjør altså et betydelig helseproblem også i Norge².

Når det gjelder verdsetting av effekter av luftforurensning på helse, er det ulike metoder som benyttes for å gjøre en kvantitativ helserisikovurdering. Historisk sett har skadefunksjonsmetoden vært mest benyttet for å gjennomføre slike kvantitative vurderinger, mens sykdomsbyrdemetodikken nå i større grad benyttes både internasjonalt og i Norge (Magnussen m.fl. 2020). Siden man for døgnmidlet eksponering ikke kan knytte eksponeringen til utvikling av sykdom, men kun forverring av sykdom, kan man ikke tilskrive all tapt levetid til luftforurensningseksponeringen. I motsetning til årsmidlet eksponering kan man derfor kun tilskrive 6-12 måneder per dødsfall for døgnmidlet eksponering, slik at sykdomsbyrden som knyttes til døgnmidlet eksponering er mye lavere enn for årsmidlet eksponering. Dette er en medvirkende årsak til at ingen internasjonale miljøer gjennomfører sykdomsbyrdeberegninger for døgnmidlet eksponering (se Vedlegg C.1).

Selv om sykdomsbyrdeberegninger ikke fanger opp kostnader knyttet til korttidseksponering av luftforurensning, betyr ikke det at helseeffekter knyttet til korttidseksponering ikke medfører kostnader for samfunnet. Høye nivåer av døgnmidlet svevestøv kan føre til akutt forverring av sykdom, som astmaanfall og hjerteinfarkt. Dette kan medføre kostnader for samfunnet i form av merutgifter forbundet med sykehusinnleggelser, tapt arbeidstid og medisinerbruk. I en amerikansk studie fant forskere ut at selv små økninger i nivåene av døgnmidlet eksponering for PM_{2,5} medførte vesentlige kostnader i form av helsetap og samfunnskostnader som medisinerbruk og sykehusinnleggelser (Wei m.fl. 2019).

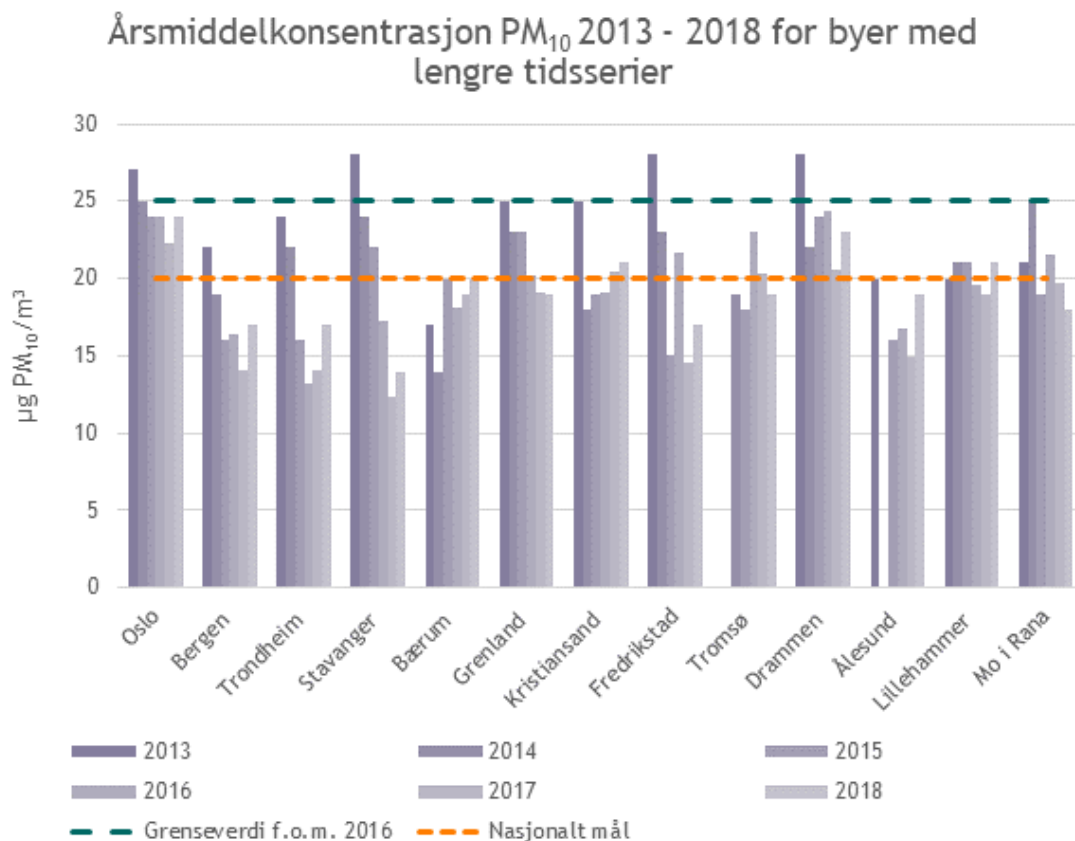
² Tilsvarende tall fra det internasjonale sykdomsbyrdeprosjektet («Global Burden of Disease»; GBD prosjektet) er noe lavere, rundt 950 dødsfall. Dette skyldes antagelig at GBD prosjektet benytter en terskelverdi i konsentrasjons-responskurvene sine, mens EEA kun benytter terskelverdi i sine sensitivitetsberegninger.

2.3. Status for lokal luftkvalitet i Norge

Lokal luftforurensing har blitt redusert i Norge de siste årene, men er fortsatt et problem en del steder. Svevestøv kan være et problem i både større og mindre kommuner.

2.3.1. PM₁₀-konsentrasjoner

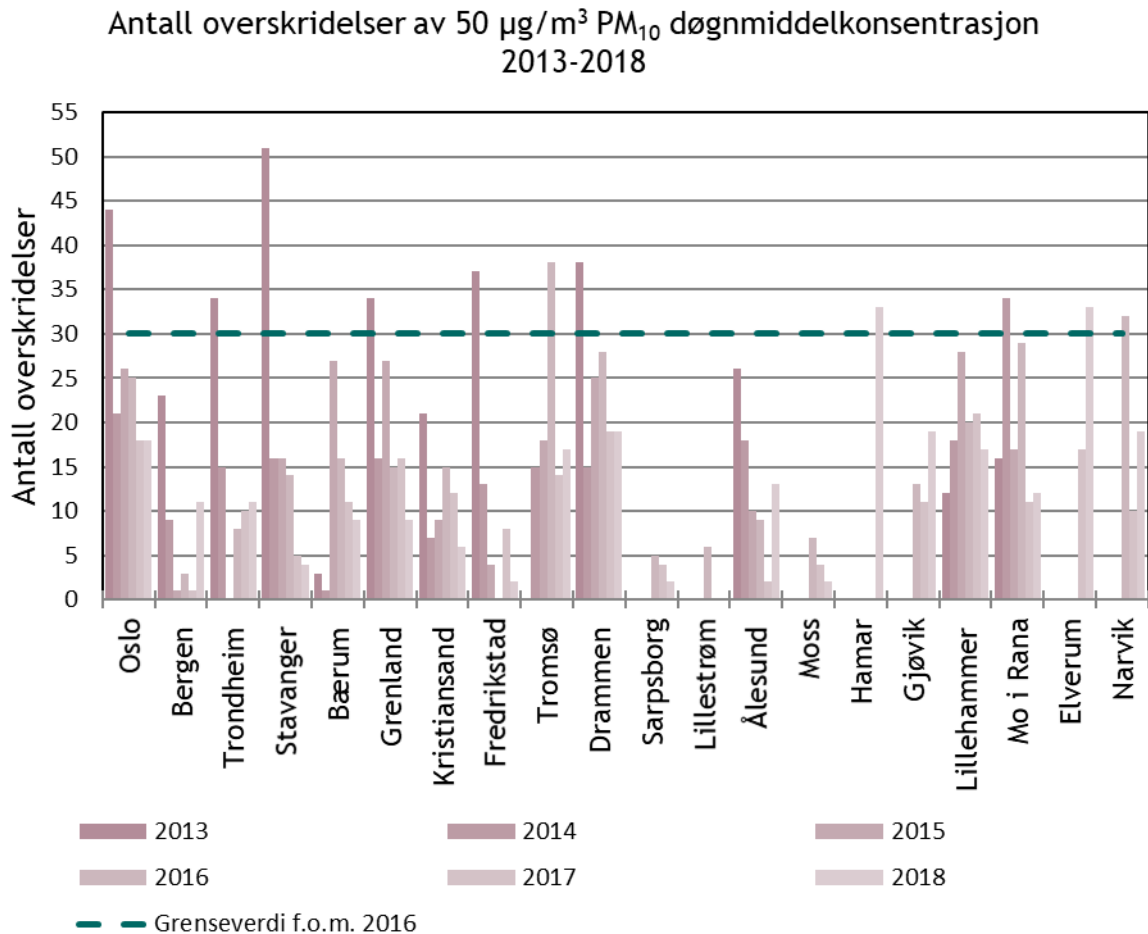
Utslipp av svevestøv (PM₁₀) er redusert med i underkant av 40 prosent siden 1990, og årsmiddelnivåene har generelt gått nedover på de stedene der PM₁₀ måles i Norge, se Figur 2. Etter 2014 har det ikke vært noen brudd på grenseverdien for PM₁₀ årsmiddel. De fleste kommuner har nivåer som nærmer seg det nasjonale målet. Kun seks av de 25 kommuner som målte PM₁₀ hadde nivåer over nasjonalt mål/luftkvalitetskriteriet på 20 µg PM₁₀/m³ i 2018.



Figur 2 Grafen viser målestasjonen med den høyeste årsmiddelkonsentrasjonen for PM₁₀ i kommunene i perioden 2013-2018.

Nedgangen i PM₁₀- utslipp og årsmiddelkonsentrasjonene kan forklares av at flere byer og tettsteder har implementert tiltak. I tillegg har eksosutslippene per kjøretøy gått ned som følge av teknologiutvikling. De viktigste tiltakene er blant annet reduksjon i antall kjøretøy med piggdekk, bedre støvdempende tiltak på veiene og renhold, redusert fart, og reduserte utslipp fra vedfyring. Landstrøm til skip har også gitt god effekt i enkelte byer.

Figur 3 viser antall overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien på $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i perioden 2013-2018 for PM_{10} i 13 kommuner, basert på den målestasjonen i kommunen med flest overskridelser. Flere kommuner har i perioden hatt flere enn 30 overskridelser av døgnmiddelnivået, og dermed brutt grenseverdien.



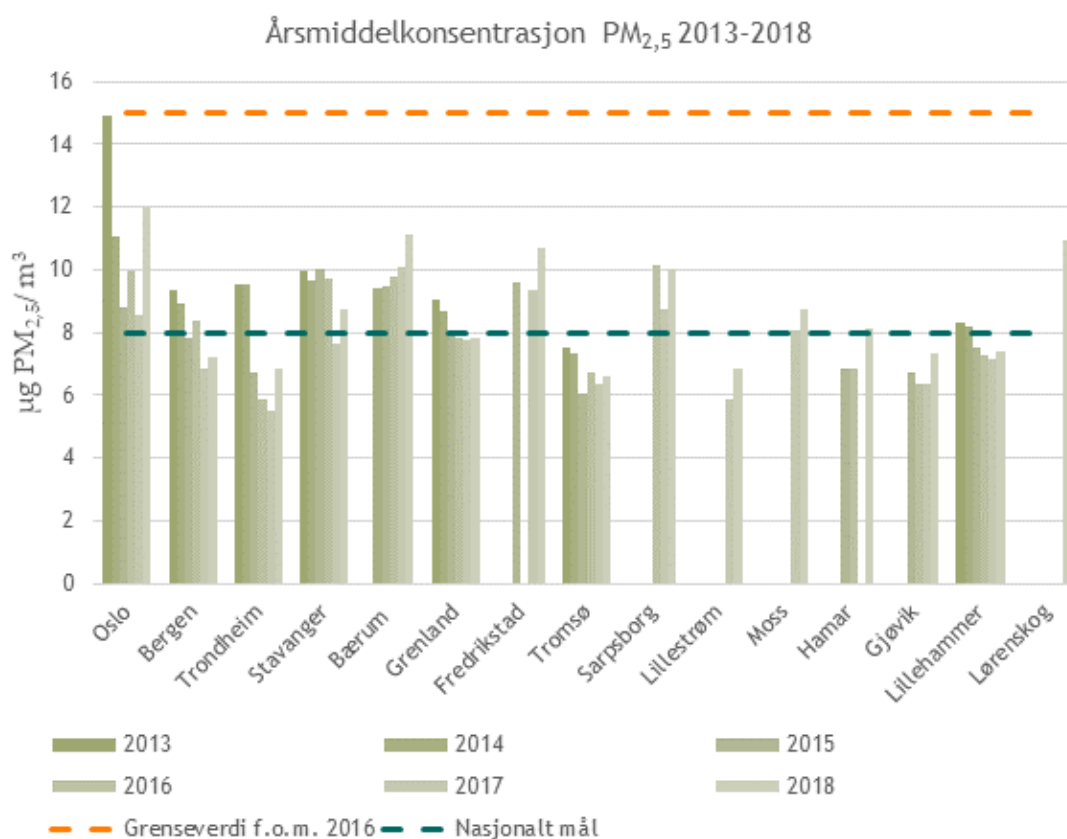
Figur 3 Grafen viser nivået av PM_{10} fra 2013 til 2018 i utvalgte norske kommuner. Dataene viser det høyeste antall overskridelser målt i den enkelte kommune. Den grønne linja viser gjeldende grenseverdi med maksimalt 30 dager over $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i løpet av et kalenderår. Kilde: Sentral database for lokal luftkvalitet (SDB).

Utviklingen for døgnmiddel viser altså ikke en like tydelig trend som årsmiddelet. Fra og med 2013 har grenseverdien vært brutt tre av seks år: i 2013, 2016 og 2018. Antall overskridelser av døgnmiddelet er sterkt avhengig av meteorologiske forhold som kan variere mye fra år til år. Brudd på døgnmiddelnivået skyldes ofte en kombinasjon av tørt og mildt vær, lite vind og betydelig biltrafikk, gjerne med piggdekk. De høyeste konsentrasjonene av PM_{10} ser vi gjerne på våren når snødekket forsvinner og et støvdepot fra veislitasje gjennom vinteren blir frigjort og virvlet opp av kjøretøy. Det er også vanlig med høye konsentrasjoner i november når det er tillatt å kjøre med piggdekk og veiene ofte er bare for snø.

Den utydelige trenden i antall døgnmiddeloverskridelser henger også sammen med i hvilken grad kommunene har innført tiltak for å redusere luftforurensingen. For eksempel har Oslo og Trondheim jobbet målrettet med tiltak over flere år, mens Elverum og Hamar har begynt å måle luftkvalitet de siste årene og arbeider nå med planer for å redusere luftforurensingen.

2.3.2. PM_{2,5} - konsentrasjoner

Årsmiddelkonsentrasjonen av PM_{2,5} har vært lavere enn grenseverdien på alle målestasjonene de siste 5 årene (Figur 4). I perioden 2013-2018 ble det høyeste årsmiddelnivået målt til 15 µg/m³ Oslo i 2013 - det samme som dagens grenseverdi. De fleste byene har årsmiddelkonsentrasjoner som nærmer seg nasjonale mål og luftkvalitetskriteriet på 8 µg/m³. De lave nivåene skyldes blant annet at utslippene av eksospartikler per kjøretøy har blitt redusert på grunn av bedret renseteknologi for avgasser, og at det har vært en jevn utskifting av gamle vedovner med mer rentbrennende ovner. I tillegg har internasjonale avtaler bidratt til reduksjon i langtransporterte forurensinger, som spesielt er en viktig kilde for PM_{2,5}.



Figur 4 Grafen viser årsmiddelkonsentrasjonen for PM_{2,5} i kommuner som målte PM_{2,5} i perioden 2013-2018. Det er målestasjonen med høyest årsmiddelkonsentrasjon per år som vises. Den oransje linja viser grenseverdien på 15 µg/m³. Den grønne linja viser nasjonalt mål for luftkvaliteten i Norge på 8 µg/m³. Kilde: Sentral database for lokal luftkvalitet (SDB)

2.4. Grenseverdier i andre land

EUs luftkvalitetsdirektiv (EU, 2008), som også gjelder for Norge gjennom EØS-avtalen, tillater medlemslandene å innføre strengere grenseverdier for de ulike komponentene. Noen få EU-land har innført strengere grenseverdier. Østerrike har implementert strengere grenseverdier for PM_{10} og NO_2 .

Av landene i Europa utenfor EU, har Sveits og Liechtenstein strengere grenseverdier for svevestøv (PM_{10} og $PM_{2,5}$) sammenlignet med EUs luftkvalitetsdirektiv.

I tabellen nedenfor gis det en oversikt over EUs luftkvalitetsdirektiv og grenseverdier for svevestøv i Østerrike, Sveits og Liechtenstein.

Tabell 3 Oversikt over grenseverdier i EUs luftkvalitetsdirektiv, samt land i Europa med strengere grenseverdier for konsentrasjoner av PM_{10} og $PM_{2,5}$ enn EU.

	PM_{10} , årsmiddel	PM_{10} , døgnmiddel	$PM_{2,5}$, årsmiddel
EUs luftkvalitetsdirektiv 2008/50/EF	40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [med maksimalt 35 overskridelser per år]	25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Østerrike	Samme som EU	50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [med maksimalt 25 overskridelser per år]	Samme som EU
Sveits	20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [med maksimalt 1 overskridelse per år]	10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Liechtenstein	20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [med maksimalt 1 overskridelse per år]	10 $\mu\text{g}/\text{m}^{3**}$

** innføres mest sannsynlig i 2020 (e-post korrespondanse med Liechtensteins miljømyndigheter).

I Østerrike har antall tillatte overskridelser av døgnmiddelet blitt gradvis redusert fra 2001 til 2010. Den gjeldende grenseverdien er nå på 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ med maksimalt antall overskridelser på 25. Bakgrunnen for denne grenseverdien er et tidligere forslag fra EU i arbeidet med luftkvalitetsdirektivene. Nedjusteringen er også begrunnet i at flere studier fra rundt århundreskiftet viste at svevestøv var den luftforurensingskomponenten som har størst helseeffekt (e-post korrespondanse med Østerrikes miljømyndigheter).

Sveits har strengere grenseverdier enn EU, både for PM_{10} årsmiddel og døgnmiddel og $PM_{2,5}$ (Ordinance on Air Pollution Control, 1986). PM_{10} årsmiddel er satt til 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, og det tillates kun én overskridelse av døgnmiddelkonsentrasjonen på 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. For $PM_{2,5}$ -årsmiddelet er grenseverdien 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Grenseverdiene i Sveits er de samme som er anbefalt i retningslinjer fra Verdens helseorganisasjon (WHO) (WHO, 2015). Grensen for PM_{10} årsmiddel og døgnmiddel ble innført allerede på 1980-tallet, mens grensen for $PM_{2,5}$ -årsmiddelet ble innført i 2018 (e-post korrespondanse med sveitsiske miljømyndigheter). PM_{10} -konsentrasjonen er kraftig redusert i Sveits de siste 20 årene, og i gjennomsnitt er de målte verdiene under gjeldende

grenseverdi (FOEN, 2019a). Grenseverdien for årsmiddel og døgnmiddel overskrides imidlertid fortsatt enkelte plasser. Den målte årsmiddelkonsentrasjonen for $PM_{2,5}$ varierer fra $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ til $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ på de ulike målestasjonene (FOEN, 2019b). Også her har det vært en sterk nedgang i nivåene de siste 20 år.

Liechtenstein har et tett samarbeid med nabolandet Sveits på luftkvalitetsområdet. Mange av deres grenseverdier tilsvarer derfor de som er innført i Sveits. I forbindelse med revisjon av luftkvalitetsregelverket er det foreslått å innføre en grenseverdi for $PM_{2,5}$ -årsmiddelet, slik som i Sveits, på $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (e-post korrespondanse med Liechtensteins miljømyndigheter).

3. Metoder og inngangsdata

Arbeidsgruppen har hatt som oppdrag å vurdere om utslippsreduksjonene som kreves for å nå strengere grenseverdier er gjennomførbare og samfunnsøkonomisk lønnsomme. Vi har derfor tatt hensyn til framtidig utvikling av utslipp, helseeffekter av svevestøv, effekter av mulige tiltak for å oppnå lavere svevestøvnivåer og gjort samfunnsøkonomiske vurderinger. Framgangsmåten i denne rapporten skiller seg på noen punkter fra forrige rapport som vurderte nye grenseverdier for svevestøv (Miljødirektoratet m.fl., 2014). Viktigst er det at vi har fått utført luftkvalitetsberegninger og fått oversikt over befolkningseksponering for hele Norge, der man i 2014 baserte vurderingene på endringer ved målepunktene i de tre største kommunene. I tillegg er helsenyttene ved å forbedre luftkvaliteten kvantifisert med sykdomsbyrdeberegninger. Framgangsmåten benyttet i denne utredningen består av flere trinn, som beskrives i dette kapittelet.

1. Samle utslippsdata for alle nødvendige utslippssektorer for hele Norge
2. Beregne eksponering for svevestøv for befolkningen i hele Norge per i dag (nå-situasjonen i 2016)
3. Framskrive dagens utslipp til framtidig situasjon når grenseverdier skal overholdes (2025)
4. Beregne eksponering for svevestøv for befolkningen i hele Norge i framtidig situasjon (2025)
5. Beregne sykdomsbyrde fra eksponering for svevestøv i framtidig situasjon (2025)
6. Velge mulige nivåer for nye grenseverdier og eksempelkommuner for videre tiltaksberegninger
7. Beregne effekt av mulige tiltak og tiltakspakker for å redusere svevestøvnivåene i eksempelkommunene
8. Beregne sykdomsbyrde og samfunnsøkonomisk virkning ved å gjennomføre tiltak i eksempelkommunene

Med utgangspunkt i vurderingene og beregningene i punkt 1-8 vurderes samfunnsøkonomisk lønnsomhet av tiltak for å redusere svevestøvnivåene og gjennomførbarhet av disse tiltakene som grunnlag for å anbefale nye grenseverdier.

For døgnmidlet PM_{10} er det ikke gjort egne samfunnsøkonomiske beregninger fordi sykdomsbyrdeberegninger ikke er egnet metodikk for verdsetting av helseeffekter som følge av døgnmidlet eksponering (se vedlegg C.1). Tiltak som reduserer årsmidlet PM_{10} vil også redusere antallet døgnmidler for PM_{10} over grenseverdien. Derfor vil nytte-kostnadsanalysene for årsmidlet PM_{10} benyttes til å argumentere for en moderat skjerping av grenseverdien for døgnmidlet PM_{10} .

3.1. Beregninger av luftkvalitet

Siden 2017 har Miljødirektoratet, Statens vegvesen Vegdirektoratet, Meteorologisk institutt, Folkehelseinstituttet og Helsedirektoratet hatt en samarbeidsavtale kalt Luftsamarbeidet på bakgrunn av etatenes overlappende samfunnsoppdrag på luftforurensingsområdet. Etatene skal

bidra til ivaretagelse av liv, helse og miljø gjennom å redusere utslipp til luft og eksponering for lokal luftforurensning. I 2019 lanserte direktoratene den digitale tjenesten Luftkvalitet i Norge, en nasjonal varslingsjeneste for lokal luftkvalitet. Varlingen bygger på luftkvalitetsberegninger fra Meteorologisk institutts varslingsmodell uEMEP (urban European Monitoring and Evaluation Programme). Arbeidsgruppen valgte å bruke denne modellen, siden den allerede er operativ, gir mulighet for å beregne luftkvaliteten i hele Norge og gir muligheter for å beregne effekt av flere typer tiltak. Det at denne modellen brukes i flere av Luftsamarbeidets tjenester har også gjort at arbeid i dette prosjektet, f.eks. med å forbedre utslippsdata, har ført til forbedringer også for Luftsamarbeidets tjenester.

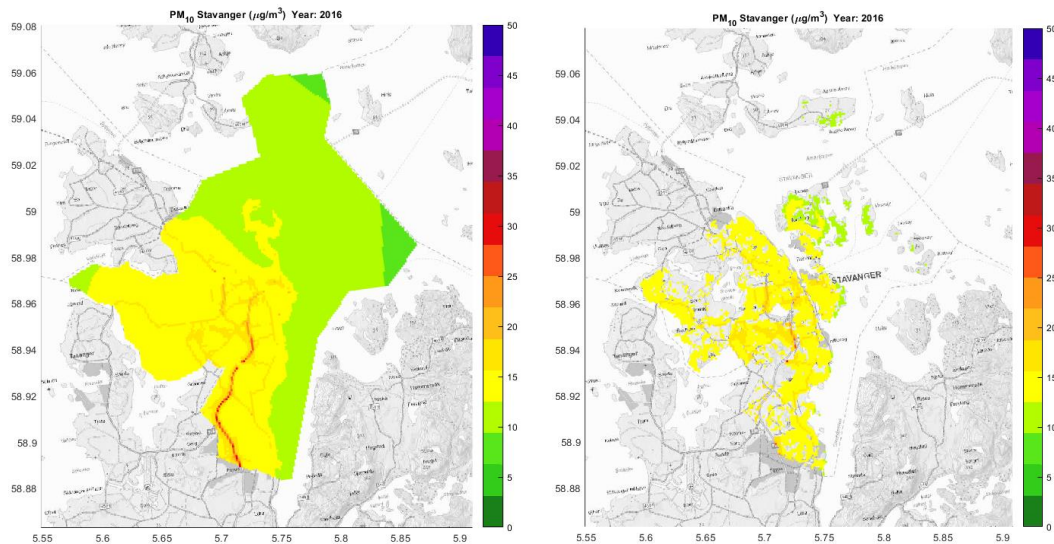
Arbeidsgruppen har forsøkt å ta høyde for lokale forhold så godt som mulig. Detaljnivået på beregningene i denne rapporten kan likevel skille seg fra f.eks. beregningene som ligger til grunn i kommunenes arbeid med tiltaksutredninger etter forurensningsforskriften kapittel 7. Resultatene som er beskrevet i denne rapporten bør derfor ikke sammenlignes direkte med beregninger som er gjort for enkeltkommuner i andre sammenhenger.

3.1.1. Beskrivelse av luftkvalitetsmodellen for beregning av spredning og eksponering for luftforurensing

Luftkvalitetsberegninger for Norge er laget med en kombinasjon av modeller: utslippsmodeller, meteorologiske modeller og lokale og regionale luftkvalitetsmodeller. Mer informasjon om uEMEP-modellen og de andre modellene finnes i vedlegg B.1 og på [met.no](https://www.met.no)³.

Befolkningsdata som brukes til beregninger av befolkningens eksponering for luftforurensing, kalt eksponeringsberegninger, er levert av Statistisk Sentralbyrå for året 2017 og er basert på hjemmemadresser. Når konsentrasjoner blir beregnet med uEMEP i 100 m x 100 m gridruter blir alle som bor i den enkelte gridrute talt opp og eksponeringen blir beregnet som antall personer eksponert for forurensingskonsentrasjon i gridruten. Dette blir gjort for alle gridruter innenfor hver kommune i Norge. Dermed kan man beregne en eksponeringsfordeling for hver kommune, hvert fylke eller hele landet. Det er disse eksponeringsfordelingene som benyttes i vurderingene av hvorvidt tiltakene er effektive når det gjelder å innfri nye foreslåtte grenseverdier, og som blir brukt videre i sykdomsberegningene. Et eksempel på modell- og eksponeringsberegning for Stavanger kommune er gitt i Figur 5.

³ <https://www.met.no/prosjekter/luftkvalitet>



Figur 5 Beregnet PM_{10} -årgjennomsnitt for 2016 for Stavanger kommune, med en oppløsning på 100 m x 100 m. Til venstre vises hele kommunen og til høyre kun områdene med bostedsadresser. Eksponeringsberegninger er basert på kartet til høyre.

3.1.2. Utslippsdata brukt i beregningene

Følgende utslippskilder er inkludert i modellberegningene:

- Veitrafikk: eksosutslipp og ikke-eksos-utslipp
- Skipsfart
- Vedfyring
- Industri

Beregningsmetodikkene til utslippskildene er godt beskrevet i et metodenotat til uEMEP (Meteorologisk institutt og Miljødirektoratet, 2019), og i vedlegg B.1.

Andre utslippskilder, for eksempel landbruk eller maskiner, er inkludert i modellen som beregner ikke-lokale utslippsbidrag, EMEP4NO-beregningene, men er ikke en del av de høyoppløselige beregningene med uEMEP.

3.1.3. Valg av meteorologisk år

Som grunnlag for luftkvalitetsberegningene og eksponeringsberegningene ble det valgt å bruke meteorologi fra 2016. Arbeidsgruppa ønsket å bruke ett år som ikke var langt tilbake i tid, blant annet fordi utslippsdataene i modellen er basert på perioden 2016-2018. 2017 og 2018 ble imidlertid utelukket av tre årsaker:

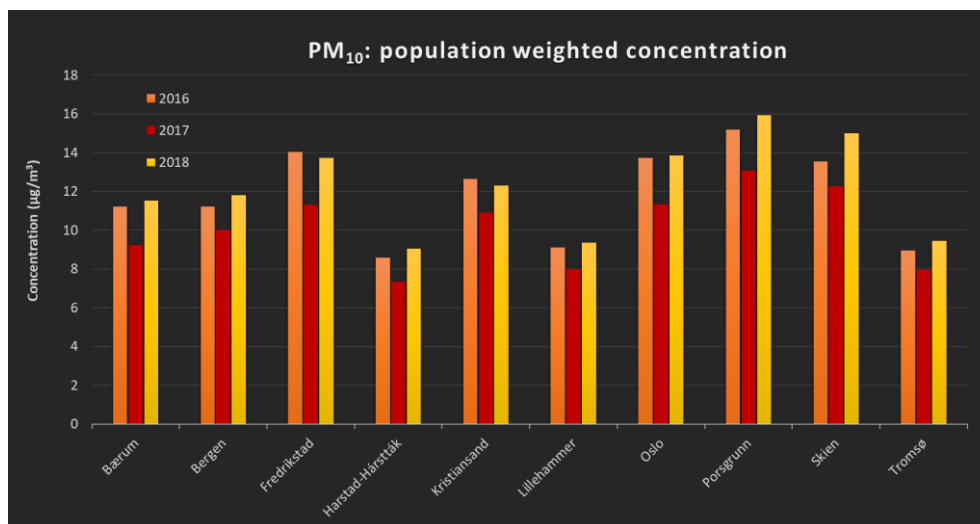
- I 2017 var det generelt mindre luftforurensning sammenlignet med andre år i perioden 2013-2018. Arbeidsgruppen vurderte at det ville være uheldig å basere utredningen på

et "mildt" forurensningsår, fordi det kan gi et feilaktig bilde av hvor omfattende tiltak som kreves for å overholde nye grenseverdier. Måledata for perioden 2013-2018 er vist i vedlegg A.

- Beregninger viser også at totalt veistøvutslipp i Norge var 15 prosent lavere i 2017 og 10 prosent høyere i 2018, i forhold til 2016. På denne måten er 2016 verken et "worst case" eller et "best case"-år.
- Helsedata var ikke tilgjengelig enda for 2018 da prosjektet ble startet opp.

Meteorologi påvirker både spredning og utslipp av svevestøv. Særlig utslipp av veistøv og vedfyring kan variere fra år til år på grunn av dette. Det er derfor anbefalt å bruke flere meteorologiske år eller ett representativt år når man skal gjøre tiltaksberegninger. Modellberegninger og måledata viser at det var lavere konsentrasjoner av svevestøv i året 2017, enn i 2016 og 2018, se Figur 6.

Vi har derfor vurdert at 2016 er et representativt år og har lagt meteorologi fra 2016 til grunn for luftkvalitetsberegningene og eksponeringsberegningene.



Figur 6 Befolkningsvektet PM₁₀ konsentrasjoner for de ti utvalgte kommunene beregnet for årene 2016, 2017 og 2018. Befolkningsvektet konsentrasjon vil si gjennomsnittskonsentrasjonen på bostedsadresser i kommunen. Beregninger for PM_{2,5} viser det samme mønsteret.

3.1.4. Validering og usikkerhet av modellberegninger

Modellberegninger har blitt sammenlignet med måledata for alle årene 2016-2019 (Berge, Denby og Wærsted, 2019). Beregnede årsmiddelkonsentrasjoner for PM_{2,5} og PM₁₀ ved alle målestasjoner er i god overensstemmelse med de målte gjennomsnittskonsentrasjonene på målestasjoner i 2016, se vedlegg B.1. Det er også gjort en gjennomgang og estimering av usikkerhet i modellberegningene for året 2016, som er brukt i beregningene i Grenseverdiprosjektet. Vi estimerer usikkerheten til å være 10 prosent i eksponeringsberegningene for årsmidlet PM₁₀ og PM_{2,5} hver kommune. Usikkerheten vil være vesentlig høyere for døgnmidlet eksponering.

Denne usikkerheten kan bidra til usikkerhet i antall personer som er eksponert for ulike nivåer av luftforurensing, slik at tallene som presenteres kan representere en over- eller underestimert. Tilsvarende påvirker denne usikkerheten sykdomsbyrdeberegningene (vedlegg C.8), og dermed også de samfunnsøkonomiske vurderingene.

3.1.5. Beregninger for 2016 og 2025

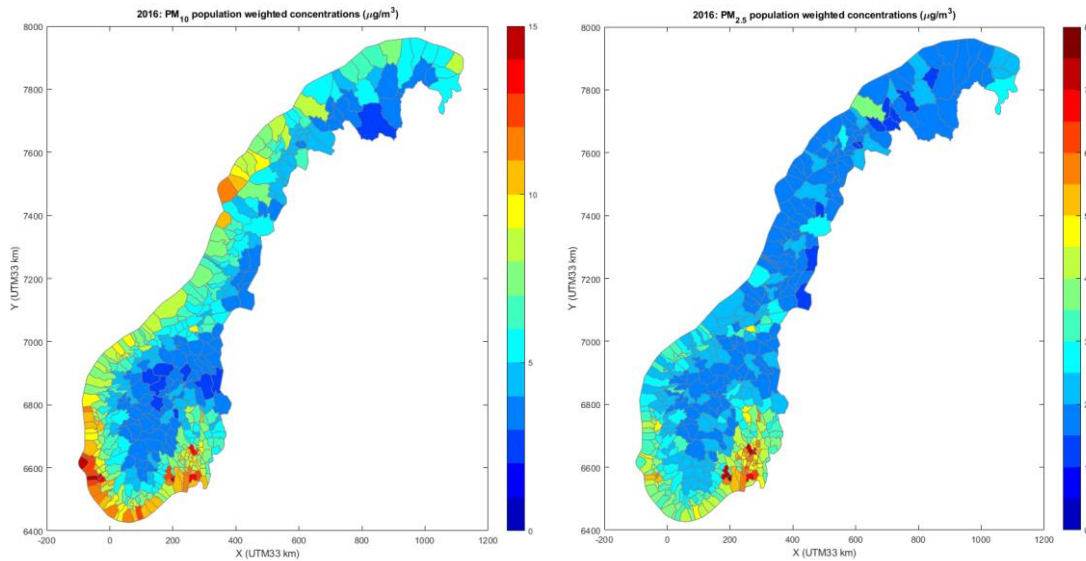
Konsentrasjonene av svevestøv ble beregnet for tre ulike situasjoner:

- **"Nå-situasjonen" i 2016** for alle kommuner i Norge. Disse beregningene er validert mot måledata fra 2016.
- **Referansesituasjonen i 2025** er en framskrivning til 2025 og viser hvordan vi forventer at konsentrasjonene vil være i 2025 basert på dagens politikk. Beregningene er basert på 2016-meteorologi og framskrevne utslipp for alle kommuner i Norge og i Europa. Dette er referansesituasjonen vi sammenligner tiltaksberegningene våre mot.
- **Situasjonen i 2025 med tiltak** er beregninger av effekten av ulike tiltak og tiltakspakker i 2025. Disse beregningene er gjort for 10 utvalgte kommuner.

Alle tre situasjoner har blitt beregnet på 100 m x 100 m oppløsning. I tillegg er det for situasjonen i 2025 med og uten tiltak gjort beregninger på 50 m x 50 m oppløsning for eksempelkommunene.

"Nå-situasjonen" i 2016

Luftkvalitetsberegninger med uEMEP og underliggende modeller har blitt gjennomført for 2016 for alle 422 kommuner (2018-inndeling) separat med en oppløsning på 100 m x 100 m. I Figur 7 vises beregningsresultatene for alle 422 kommuner, henholdsvis for PM_{10} og $PM_{2,5}$. Høyere PM_{10} -konsentrasjoner langs kysten skyldes bidrag fra sjøsaltpartikler som ikke har kjente negative helseeffekter, men som likevel regnes som partikler i luftkvalitetsberegningene.



Figur 7 Beregnede befolkningsvektede konsentrasjoner av PM_{10} (venstre) og $PM_{2.5}$ (høyre) per kommune for 2016. Befolkningsvektet konsentrasjon er gjennomsnittskonsentrasjonen per kommune basert på hele befolkningens eksponering på bostedsadresser i kommunen. Fargene indikerer befolkningsvektede konsentrasjoner i $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Det er generelt høyere PM_{10} -konsentrasjoner langs kysten på grunn av bidrag fra sjøsaltpartikler. Fargeskalaen viser de høyeste nivåene som mørkt røde, maksimalt $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} og $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for $PM_{2.5}$, og de laveste nivåene som mørk blå.

Framskrivning til 2025 - beskrivelse av referansesituasjonen

Ved framskrivning av utslippene av svevestøv fra 2016 til 2025 har arbeidsgruppen forsøkt å beskrive endringene som er forventet i perioden. Utslipp fra veitrafikk og vedfyring, brukt i uEMEP og underliggende modeller, har blitt oppdatert for 2025. En rekke parametere er justert i modellene, i form av:

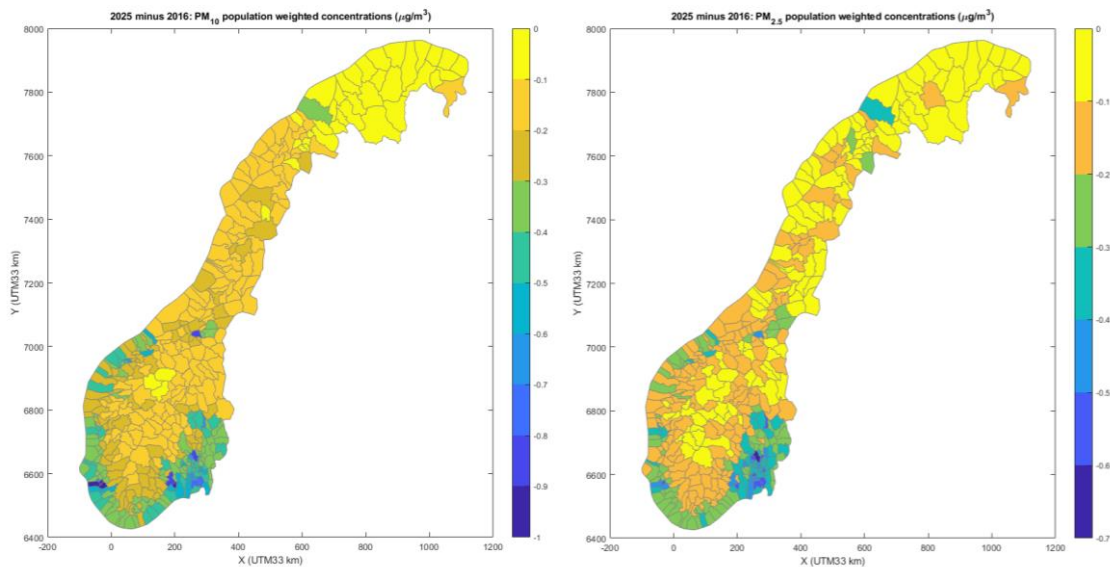
1. Utvikling i trafikkmengde
2. Endringer i bilparken
3. Endringer i piggdekkandel
4. Endringer i vedforbruk og ny fordeling av fyringsteknologi
5. Endringer i utslipp fra industri
6. Langtransportert utslipp

Se vedlegg B.1 for mer informasjon om metode for framskrivning av disse parameterne.

Endring i beregnet luftkvalitet fra 2016-2025

Svevestøvkonsentrasjoner i 2025 er beregnet med bruk av 2016 meteorologi og endringene i utslipp som er beskrevet i vedlegg B.1. Generelt beregnes det i modellen en nedgang i svevestøvnivåer de fleste steder, men ikke alle. Økende trafikkmengde bidrar til høyere veistøvutslipp på steder hvor piggdekkandelen ikke blir redusert. På landsbasis forventes det at det totale veistøvutslippet reduseres med mindre enn 1 prosent. Eksosutslipp blir redusert kraftig med omtrent 80 prosent på grunn av bedre kjøretøyteknologi. Vi har ikke tatt hensyn til økt andel av elektriske kjøretøy ettersom svevestøv fra eksos uansett er en veldig liten kilde i 2025. Ettersom totalt bidrag fra eksos til utslipp fra veitrafikk er mindre enn 10 prosent, har

dette imidlertid ikke en stor påvirkning på det totale utslippet av svevestøv fra veitrafikk. Oversikt over endringer i befolkningsvektet konsentrasjon fra 2016 til 2025 for alle kommuner vises i Figur 8.



Figur 8 Beregnet reduksjon i befolkningsvektet konsentrasjon per kommune fra 2016 til 2025 for PM_{10} (venstre) og $PM_{2,5}$ (høyre). Befolkningsvektet konsentrasjon er gjennomsnittskonsentrasjonen per kommune basert på hele befolkningens eksponering på bostedsadresser i kommunen. Samme kommuneinndeling er brukt i 2025 som i 2016. Differansen mellom svevestøvnivåene i 2016 og 2025 er vist på en skala fra gult (ingen endring) til mørkeblått (størst reduksjon). For PM_{10} (venstre) er største differanse $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mens den største differansen for $PM_{2,5}$ (høyre) er $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Merk at befolkningsvektet konsentrasjon viser gjennomsnittskonsentrasjonen på alle bostedsadresser, og at endringene derfor kan være større i de mest eksponerte områdene (f.eks. langs større veier).

Situasjonen i 2025 med tiltak

Basert på 2025-beregninger for alle kommuner er 10 kommuner valgt ut for å gjennomføre kost-nytte beregninger (se kapittel 3.3). Disse representerer kommuner med høye nivåer av PM_{10} eller $PM_{2,5}$, med ulike kildesammensetninger og ulik geografisk plassering. For disse kommunene har beregninger av svevestøvkonsentrasjoner blitt utført med en høyere oppløsning enn for hele landet, på $50 \text{ m} \times 50 \text{ m}$ i stedet for $100 \text{ m} \times 100 \text{ m}$. Dette gjør at resultatene får en mer detaljert romlig oppløsning, noe som er særlig viktig for PM_{10} fordi grovt svevestøv ($PM_{10-2,5}$) transporteres i kortere avstander enn fint svevestøv ($PM_{2,5}$). Forbedringen i oppløsning er særlig viktig der folk bor tett opp mot veier, som kan være hovedkilde til PM_{10} på grunn av veistøv. Høyere oppløsning gir beregnede svevestøvkonsentrasjoner som reflekterer de faktiske nivåene bedre, og dermed unngår vi å overestimere antall personer som eksponeres for de høyeste nivåene.

Effekten av tiltak har blitt beregnet for de 10 utvalgte kommunene på $50 \text{ m} \times 50 \text{ m}$ oppløsning. Disse tiltakene er beskrevet i kapittel 3.4. Eksponeringsfordelinger basert på tiltakene er benyttet for å beregne helsegevinsten knyttet til gjennomføring av tiltak.

3.2. Valg av mulige nivåer for nye grenseverdier

Arbeidsgruppen har forutsatt at nye grenseverdier bør kunne relateres til måten grenseverdiene i EUs luftkvalitetsdirektiv er utformet og som er implementert i forurensingsforskriften kapittel 7. Vi anbefaler derfor at eventuelle reviderte grenseverdier for svevestøv er på samme form og med samme enheter som grenseverdiene i direktivet: konsentrasjonen oppgis i $\mu\text{g}/\text{m}^3$, midlingsperioden er enten år eller døgn, der døgnmiddelkonsentrasjonen for PM_{10} settes til $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og eventuelt inkluderer et antall tillatte overskridelser (antall døgn over $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Som beskrevet i kapittel 2.1 ble dagens grenseverdier for svevestøv innført fra 2016 etter anbefalinger fra Miljødirektoratet, Vegdirektoratet, Helsedirektoratet og Folkehelseinstituttet i 2014 (Miljødirektoratet m.fl. 2014). Rapporten de gjeldende grenseverdiene er basert på, ga også en foreløpig anbefaling om hvilke grenseverdier som burde gjelde fra 2020:

- Årsmiddelkonsentrasjon PM_{10} : maksimalt $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- Døgnmiddelkonsentrasjon PM_{10} : $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ med maksimalt 15 tillatte overskridelser
- Årsmiddelkonsentrasjon $\text{PM}_{2,5}$: maksimalt $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Disse anbefalingene har fungert som et utgangspunkt for arbeidet med å vurdere mulige nye grenseverdier for svevestøv.

Som en nedre grense for hvor strenge grenseverdiene bør være, har arbeidsgruppen forholdt seg til luftkvalitetskriteriene som er utarbeidet av Folkehelseinstituttet og Miljødirektoratet (Folkehelseinstituttet, 2013). Luftkvalitetskriteriene angir nivåer av luftforurensning som vil beskytte de aller fleste mot uønskede helseeffekter:

- Årsmiddelkonsentrasjon PM_{10} : maksimalt $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- Døgnmiddelkonsentrasjon PM_{10} : maksimalt $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (uten overskridelser)
- Årsmiddelkonsentrasjon $\text{PM}_{2,5}$: maksimalt $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$

For årsmiddelkonsentrasjonene for PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$ er de nasjonale målene fastsatt av regjeringen identisk med luftkvalitetskriteriene. Arbeidsgruppen har forholdt seg til disse kriteriene som en nedre grense for hvor strenge grenseverdiene bør være, ettersom luftkvalitetskriteriene er fastsatt for å gi luftkvalitet som er trygg for de aller fleste.

Arbeidsgruppen har i det videre arbeidet vurdert mulighetene for å skjerpe grenseverdier for årsmiddel til $20 - 22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} og $8 - 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for $\text{PM}_{2,5}$. Siden det ikke var mulig innenfor fristen å gjennomføre samfunnsøkonomiske beregninger for døgnmidlet PM_{10} , vurderes kun en moderat skjerping av grenseverdien for døgnmidlet PM_{10} ; 20-25 overskridelser av EU sin grenseverdi på $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

3.3. Valg av kommuner til videre analyser

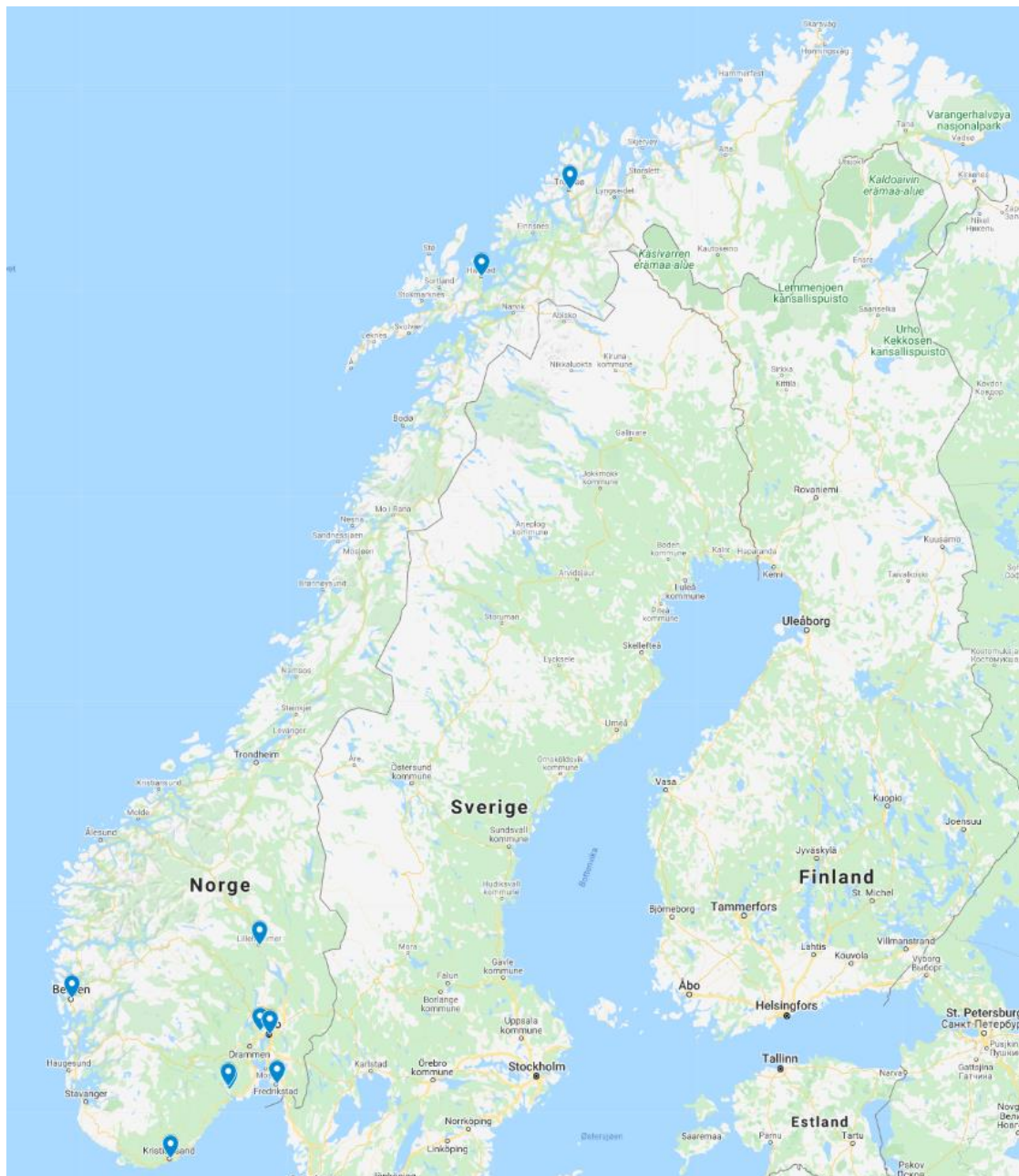
Fordi problemene med luftforurensning er lokale, ble det vurdert som lite hensiktsmessig å utrede generelle tiltak med lik effekt over hele landet. Arbeidsgruppens framgangsmåte har vært å framskrive luftkvaliteten for hele landet til 2025, for deretter å vurdere behovet for ytterligere tiltak i et utvalg eksempelkommuner som forventes å ha problemer med å overholde eventuelle nye og strengere grenseverdier i fremtiden. På grunn av praktiske forhold som beregningstid og kapasitet måtte vi begrense antall kommuner vi utredet tiltak i. For å utrede tiltak på et tilstrekkelig detaljert nivå, valgte vi derfor ti kommuner for nærmere analyser. Disse kommunene representerer ulike situasjoner og har til dels forskjellige forurensningskilder som skaper problemene med helseskadelig luftforurensning.

Analysen er gjort stegvis og er basert på resultatene fra framskrivningen av svevestøvsituasjonen i Norge til 2025:

1. Utvalget ble begrenset ved at kommuner som ikke hadde noen eksponerte personer for nivåer over luftkvalitetskriteriene for årsmiddel $PM_{2,5}$ eller PM_{10} ($8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $PM_{2,5}$ og $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10}) ble utelukket fra videre vurdering, fordi disse kommunene forventes å overholde nasjonale mål uten ytterligere tiltak. Vi utelukket også kommuner med færre enn 20 brudd på døgnmiddelgrensen på $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} , fordi vi vurderte det som mer relevant å inkludere kommuner med høyere antall overskridelser.
2. I neste runde ble utvalget av kommuner videre snevret inn ved at kommuner med nivåer over PM_{10} -årsmiddel på $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og $PM_{2,5}$ -årsmiddel på $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ble prioritert. Noen kommuner er imidlertid inkludert i de videre vurderingene på grunn av geografisk plassering (f.eks. Harstad), mens andre kommuner ikke er tatt med fordi kommuner med lignende problematikk allerede vil inkluderes i de videre utredningene (f.eks. Hamar og Gjøvik, ettersom Lillehammer inkluderes). Noen kommuner ble ikke tatt med videre fordi de har relativt få personer (<50) eksponert for valgte nivåer, eller fordi beregningene tyder på at luftkvalitetsproblemene er svært lokale (f.eks. Narvik). I tillegg ble noen kommuner med et høyt antall overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien for PM_{10} inkludert, selv om vi ikke har hatt muligheter til å gjøre samfunnsøkonomiske beregninger for skjerping av denne grenseverdien. Bakgrunnen for dette er at eksempelkommunene ble valgt før det ble klart at sykdomsbyrdeberegninger ikke er egnet metodikk for verdsetting av helseeffekter som følge av døgnmidlet eksponering.

De valgte kommunene er spredt geografisk over store deler av Norge, men hovedvekten av kommuner ligger på Østlandet som vist i Figur 9. Det er ikke valgt noen kommuner i Midt-Norge fordi ingen kommuner i dette området hadde personer eksponert for årsmiddelnivåer over $20 \mu\text{g} PM_{10}/\text{m}^3$ og $10 \mu\text{g} PM_{2,5}/\text{m}^3$.

Basert på disse kriteriene ble Bergen, Bærum, Fredrikstad, Harstad, Kristiansand, Lillehammer, Oslo, Porsgrunn, Skien og Tromsø valgt ut. For hver av disse kommunene ble effekten av mulige tiltak for å redusere konsentrasjonene av svevestøv modellert.



Figur 9 Kart over valgte kommuner. Kommunene er markert med en blå markør for å vise geografisk spredning. De valgte kommunene er: Bergen, Bærum, Fredrikstad, Harstad, Kristiansand, Lillehammer, Oslo, Porsgrunn, Skien og Tromsø. Kilde: Google maps.

3.4. Beskrivelse av utredede tiltak

Kommunene kan benytte en rekke tiltak som bidrar til å redusere svevestøvkonsentrasjoner, enten direkte ved å redusere utslippskildene, eller ved å begrense spredningen av utslippene. For å avgjøre hvilke tiltak som skulle utredes i prosjektet, har arbeidsgruppen både basert seg på egen kunnskap om tiltak, i tillegg til vurderinger fra Norsk institutt for luftforskning (Nilu) og innspill fra kommunene.

Nilu har på oppdrag fra Miljødirektoratet vurdert tiltak som kan være aktuelle for å redusere nivåene av svevestøv (PM₁₀ og PM_{2,5}) i norske byer (Nilu, 2019).

Som del av kartleggingen har arbeidsgruppen også sendt e-post til alle kommuner. Kommunene ble bedt om å gjøre en vurdering av alle mulige tiltak, uavhengig av om de ble gjennomført i dag eller ikke. Kommunene ble også spurt om hvilke tiltak som ble gjennomført for å redusere luftforurensing i dag, hvilke effekter disse har på svevestøvnivåer, samt kostnader tilknyttet tiltakene. Arbeidsgruppen fikk svar fra Halden, Kristiansand, Oslo, Rana, Stavanger og Trondheim, og har brukt innspillene fra disse kommunene i arbeidet.

Vi skiller mellom tiltak og virkemidler i tråd med Miljødirektoratets veileder M-1084 (Miljødirektoratet, 2018):

Tiltak: Tiltak er handlinger som bedrifter, husholdninger, eller statlige og kommunale virksomheter mv. kan gjennomføre for å redusere klimagassutslippene, for eksempel erstatte konvensjonelle kjøretøy med elbiler, eller fossilt drivstoff med biodrivstoff.

Virkemiddel: Styringsverktøy myndighetene kan ta i bruk for å utløse tiltak. Avgifter, subsidier, påbud, forbud, forskrifter, panteordninger, gebyrer, avtaler, opplysningsvirksomhet osv. er eksempler på virkemidler som kan brukes for å utløse tiltak.

I dette prosjektet er tiltakene de fysiske handlingene som gjennomføres for å redusere svevestøvnivåene, for eksempel redusert bruk av piggdekk, økt vasking av vei eller utfasing av eldre ildsteder, mens virkemiddel er styringsverktøyene som kan utløse tiltakene, for eksempel gebyrsone for bruk av piggdekk eller informasjonskampanjer for å redusere vedfyringen.

Når det gjelder luftforurensing, skiller vi ofte mellom straktiltak, som raskt reduserer mengden luftforurensing, og langsiktige tiltak som reduserer mengden luftforurensingen over tid. Straktiltak settes gjerne inn når det er varslet eller målt episoder med høy luftforurensing, og når en kommune står i fare for å overskride grenseverdien for døgnmidlet PM₁₀. De langsiktige tiltakene retter seg gjerne mer mot utslippskildene, og reduserer det gjennomsnittlige årlige forurensingsnivået.

I kommunene kan det være ulike utslippskilder som bidrar til høy luftforurensing, som gjør at det kan være ulike tiltak som er aktuelle å innføre i hver enkelt kommune. Ved hvilket forurensingsnivå tiltakene gjennomføres vil også variere fra kommune til kommune. For hvert av tiltakene har vi utredet:

- Forventet effekt av tiltakene på svevestøvnivåene
- Mulige virkemidler for å utløse tiltakene
- Kostnader ved å gjennomføre tiltakene, både driftsutgifter, administrative kostnader og eksterne kostnader for samfunnet
- Barrierer som kan hindre at tiltakene blir utløst, eller at de ikke oppnår de utslippsreduksjonene som arbeidsgruppen har lagt til grunn

I dette kapitlet vil vi kort beskrive de utredede tiltakene, og mer utdypende informasjon om tiltakene finnes i vedlegg B.2.

Siden sykdomsbyrdeberegninger ikke kan benyttes for verdsetting av effekter av døgnmidlet svevestøveksposering, gjøres det heller ikke egne vurderinger av tiltak for å redusere døgnmiddelnivåene. I vedlegg B.2. beskrives imidlertid strakstiltak mot høye episoder av døgnmidlet PM_{10} og erfaringer fra Trondheim kommune, og dette oppsummeres også kort nedenfor. Reduksjon av antall tillatte overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien som virkemiddel for gjennomføring av driftstiltak og andre strakstiltak omtales også i B.2.

Tiltak 1: Driftstiltak på vei

Tiltaket går ut på å redusere mengden veistøv fra veinettet ved å forsterke støvdemping og renhold av veiene. Støvdemping av veinettet kombinert med nødvendig rengjøring, bidrar til betydelig mindre svevestøv. Tiltaket reduserer bidraget fra veistøv og senker støvnivået i noen timer, og ofte så mye at den aktuelle dagen ikke oppnår et døgnmiddelnivå for PM_{10} som er over $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dette er et strakstiltak som også har langsiktig effekt og påvirker også årsmiddelet. Vi legger til grunn at støvdempingstiltakene, og nødvendig rengjøring, som er beregnet for situasjonen i 2025 med tiltak, er en forbedring i forhold til i dag for hver kommune. Et mulig insentiv for et slikt omfattende regime er reduksjon av antall tillatte overskridelser av grenseverdien for døgnmiddel av PM_{10} (se vedlegg B.2).

Tiltak 2: Økt bruk av piggfrie vinterdekk

Tiltaket er at flere bilister går over fra piggdekk til piggfrie vinterdekk. Bruk av piggdekk er den viktigste årsaken til slitasje på asfalten og produksjon av veistøv. Det er likevel en fordel at en mindre andel av bilistene bruker piggdekk ettersom det motvirker polering av veibanen og sikrer tilstrekkelig friksjon for alle trafikanter. Hvor stor andel piggdekk som er optimalt er avhengig av klima, topografi, trafikkvolum, infrastruktur og andre lokale betingelser. På bakgrunn av dette har vi derfor forutsatt ulike piggfriandeler i de ti kommunene i tiltaket. I tiltakspakkene varierer piggfriandelene fra 90 prosent i de store byene i Sør-Norge til 40 prosent i de to byene i Nord-Norge. I tillegg til høyere piggfriandel så legger vi til grunn at perioden for når det brukes piggdekk kortes ned med 15 dager for alle kommuner i tiltaket. Økt piggfriandel kan oppnås med innføring av gebyrsone for bruk av piggdekk. Kommuner som har innført slike gebyrsoner, har opplevd kraftig økning i andelen piggfrie vinterdekk i samsvar med egne målsetninger. Dagens piggdekkgebyrforskrift må endres og tilpasses problemet med den høye støvproduksjonen utover våren, hvis skal den stimulere til at bilistene bytter til sommerdekk tidligere, når de kan.

Tiltak 3: Miljøfartsgrense

Farten bilene har på veien, er en viktig faktor for produksjon og spredning av svevestøv. Å redusere farten er derfor et tiltak for å redusere mengden svevestøv. Det kan oppnås med nedskilting til en lavere fartsgrense og/eller bedre håndheving av fartsgrensen der den overskrides mye. Miljøfartsgrense ble første gang brukt i Oslo som strakstiltak i år 2000, og fra år 2005 har den mer eller mindre blitt brukt som fast tiltak. Tiltaket gir best effekt på veier med høy hastighet og høyt trafikkvolum, der det også er tørrere klima og bebyggelse står nær de aktuelle veiene. Skal nedsatt fartsgrense ha god effekt på årsmiddelnivået for PM_{10} , bør tiltaket være permanent i den perioden bilistene bruker piggdekk.

Tiltak 4: Reduserte utslipp fra tunnelmunninger

Tiltaket går ut på å optimalisere tunneldriften for å dempe støvutslippet. Tunnelmunninger og luftetårn til tunneler er konsentrerte utslippskilder til svevestøv ettersom det produseres svevestøv inne i tunnelen fra slitasje og forbrenning av drivstoff, som så delvis avsettes i tunnelen og delvis føres ut av tunnelen med luftstrømmer eller luftetårn. Vi har utredet to tiltak som bidrar til å dempe støvutslippet: økt ventilasjon, det vil si kraftigere tunnelutlufting gjennom munning eller tårn, og styrket støvdemping og feiing i tunnelmunningen, eventuelt hele tunnelløpet.

Tiltak 5: Reduserte utslipp fra vedfyring

Tiltaket innebærer en reduksjon i vedfyring i kommunene. Vedfyring er den viktigste lokale kilden til fint svevestøv ($PM_{2,5}$) i Norge. Tiltak rettet mot å redusere vedfyringsutslipp har primært effekt på utslippene av $PM_{2,5}$, men fordi $PM_{2,5}$ er en del av summen PM_{10} vil utslippsreduksjon av $PM_{2,5}$ også påvirke PM_{10} -konsentrasjonene. I tiltaket er det lagt til grunn en forsert utfasing av eldre vedovner (produsert før 1998), til "de beste" vedovnene med lave utslipp, eller el-varme og/eller varmepumpe.

Tiltak 6: Trafikkreduksjon

Tiltaket innebærer at reduksjon eller redusert vekst i personbiltransporten tas med kollektivtransport, sykkel og gange, og kan betraktes som en kombinasjon av fire tiltak: å redusere personbiltransport og å fremme hver av de tre alternative transportmåtene gange, sykkel og kollektiv. Reduksjon i trafikk bidrar til å redusere mengden av både veistøv og $PM_{2,5}$ fra eksos. Det er forventet at persontransporten vil øke i årene framover, basert på en forventning om økonomisk vekst og befolkningsvekst. Befolkningsveksten er særlig stor i de store byene. Nasjonalt er det et mål om at all vekst i persontransport i byområdene skal tas med kollektivtransport, sykkel og gange (Meld. St.33 2016-2017, s. 142). Enkelte kommuner har imidlertid satt seg mål om å redusere veksten i personbiltrafikken. I tiltaket har vi tatt utgangspunkt i kommunenes vedtatte politiske mål om trafikkreduksjon. Vi har i tillegg gjort egne vurderinger der målene er svært ambisiøse

Tiltak for reduksjon av døgnmidlet PM_{10}

Selv om det ikke gjøres egne vurderinger av tiltak for å redusere døgnmiddelnivåene i denne rapporten, beskrives her aktuelle strakstiltak som kan benyttes for å redusere døgnmidlet PM_{10} .

Driftstiltak med økt støvbinding og rengjøring, beskrevet ovenfor, er effektive tiltak for å redusere døgnmidlet PM_{10} . I tillegg kan miljøfartsgrense, som beskrives som sesongtiltak ovenfor benyttes som strakstiltak. Piggdekkforbud kan også benyttes som et strakstiltak i perioder med svært høy luftforurensing. Ytterligere tiltak som har vært benyttet for å redusere døgnmidlet PM_{10} er datokjøring og dieselforbud.

Trondheim kommune har hatt stor suksess når det gjelder reduksjon av både døgn- og årsmidlet PM_{10} , og kan regnes som en foregangskommune. Kommunen satte i 2013 som mål for beredskapsarbeidet mot svevestøv at det maksimalt skulle forekomme to sammenhengende døgn med nivåer over $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} på eksisterende målestasjoner. Dette har medført at Trondheim gikk fra 15-60 døgn med overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien for PM_{10} før 2013, til å ha maksimalt 11 overskridelser per år de siste fem årene. Den tilsvarende endringen for årsmiddelnivåene var fra 20-40 $\mu\text{g } PM_{10}/\text{m}^3$ før 2013 til maksimalt 17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dette ble

oppnådd ved hjelp av strakstiltakene beskrevet ovenfor; økt støvdemping og rengjøring. Midlertidig miljøfartsgrense har vært prøvd med god effekt, men midlertidig piggdekkforbud står fortsatt uprøvd. Erfaringene fra Trondheim illustrerer at en omfattende reduksjon av antall overskridelser av grenseverdien for døgnmidlet PM_{10} kan være et svært effektivt virkemiddel for å redusere årsmiddelet av PM_{10} .

3.5. Valg av tiltak og tiltakspakker

I kommunene som er valgt for videre samfunnsøkonomisk analyse er det ulike årsaker til svevestøvproblematikken. Hvilke tiltak som er aktuelle for å redusere svevestøvnivåene for å komme under nye foreslåtte grenseverdier vil derfor være forskjellig fra kommune til kommune. Vi vil understreke at vi i dette arbeidet kun har sett på et utvalg av tiltak, og at det kan være andre tiltak som også er aktuelle for de ulike kommunene for å redusere svevestøvnivåene.

Arbeidsgruppa har hatt en trinnvis tilnærming for å velge ut tiltak som er utredet for hver kommune og for den enkelte kommune vurdert kombinasjoner av tiltak. Vi har først sett på hva som er årsaken til svevestøvproblemet i hver kommune, for å innrette tiltakene mest mulig mot den svevestøvfraksjonen og -kilden som er mest problematisk i den enkelte kommune. Deretter har vi beregnet effekten av tiltak rettet mot enten PM_{10} eller $PM_{2,5}$, avhengig av hva som er problemet i kommunen. Til sist har vi sett på hvilke av disse tiltakene som er tilstrekkelige, og mest effektive, for å redusere svevestøvnivåene der folk bor. Der det er flere tiltak som isolert sett kan være tilstrekkelig for å redusere svevestøvnivåene ned til nye grenseverdier, har vi lagt vekt på å velge tiltak som retter seg mot utslippskilden. Som et eksempel har vi der valgt har stått mellom driftstiltak og tiltak for å øke piggfriandelen, valgt sistnevnte tiltak. Basert på disse kriteriene er det valgt ut kombinasjoner av tiltak (tiltakspakker) for hver kommune for videre samfunnsøkonomiske analyser. Tiltakspakkene er satt sammen av tiltakene beskrevet i kapittel 3.4.

Arbeidsgruppa har for hver kommune vurdert to tiltakspakker:

- En tiltakspakke med mål om å nå nivåene vi har vurdert som nye grenseverdier for årsmidlet PM_{10} og $PM_{2,5}$ (se kapittel 3.23.2). Denne er videre omtalt som tiltakspakke 1, og inneholder en kombinasjon av forskjellige tiltak i de ulike kommunene.
- Mer omfattende tiltakspakker som viser effekten dersom kommunene gjennomfører flere eller kraftigere tiltak mot enten PM_{10} eller $PM_{2,5}$ enn for den respektive størrelsesfraksjonen i tiltakspakke 1. Den tiltakspakken som er rettet mot PM_{10} , er videre omtalt som tiltakspakke 2a, og den tiltakspakken som er rettet mot $PM_{2,5}$, er omtalt som tiltakspakke 2b.

Med de omfattende tiltakspakkene ønsker vi å illustrere hvilke reduksjoner det er mulig å oppnå. Disse tiltakspakkene er altså ikke begrunnet i hva som forventes å være nødvendig for å redusere nivåene for å overholde nye grenseverdier, men er kun ment som en illustrasjon av mulighetene for utslippsreduksjoner.

3.5.1. Tiltakspakke 1

I Tabell 4 har vi oppsummert hvilke tiltak som inngår i tiltakspakke 1 for hver kommune. For hver kommune har vi beregnet effekten på eksponeringsfordelingen, altså antall personer eksponert for ulike årsmiddelnivåer. Basert på disse beregningene vurderer vi om tiltakene fører til at den foreslåtte grenseverdien innfris, samt samfunnsøkonomiske lønnsomhet ved gjennomføring av tiltakspakkene. Selv om tiltakene kan iverksettes over tid, har vi i beregningene forutsatt at tiltakene skal ha full virkning i 2025.

Tabell 4 Oversikt over tiltak som er inkludert i tiltakspakke 1 som grunnlag for samfunnsøkonomisk analyse.

Kommune	Tiltakspakke 1
Bergen	Piggdekktiltak, tunneltiltak
Bærum	Piggdekktiltak, miljøfartsgrense, driftstiltak vei
Fredrikstad	Piggdekktiltak
Harstad	Piggdekktiltak
Kristiansand	Piggdekktiltak, driftstiltak vei, tunneltiltak, miljøfartsgrense ⁴
Lillehammer	Piggdekktiltak
Oslo	Piggdekktiltak, miljøfartsgrense, driftstiltak vei, tunneltiltak
Porsgrunn	Vedfyringstiltak 1
Skien	Vedfyringstiltak 1
Tromsø	Piggdekktiltak, driftstiltak vei, tunneltiltak

Under gjennomgår vi hva som er årsaken til svevestøvproblematikken i hver kommune, og begrunner valg av tiltak.

Bergen

Svevestøvproblematikken i Bergen i 2025 er primært knyttet til overskridelser av nye foreslåtte grenseverdier for års- og døgnmiddel for PM₁₀ nær tunnelmunninger og større veikryss. Beregningene viste at tiltak som hadde størst effekt på konsentrasjonene av årsmidlet PM₁₀ i områdene med overskridelser er økt piggfriandel fra 88% til 90 %, samt forkortet piggdekkseong og tunneltiltak. Disse tiltakene ble inkludert i tiltakspakke 1.

⁴ Miljøfartsgrense var egentlig ikke tenkt inkludert i Kristiansand, da tiltaket ble vurdert til å ha relativt liten effekt på svevestøvkonsentrasjonene. Tiltaket ble likevel inkludert i beregningene ved en inkurie, og vi har derfor valgt å regne med både nytte og kostnader av tiltaket.

Bærum

Svevestøvproblematikken i Bærum i 2025 er primært knyttet til overskridelser av nye foreslåtte grenseverdier for års- og døgnmiddel for PM_{10} langs E18 i kommunen.

Beregningene viste at tiltak som hadde størst effekt på konsentrasjonene av årsmidlet PM_{10} i områdene med overskridelser er driftstiltak på vei, miljøfartsgrense på E18 og forkortet piggdekk sesong. Disse tiltakene ble inkludert i tiltakspakke 1.

Fredrikstad

Svevestøvproblematikken i Fredrikstad i 2025 er primært knyttet til overskridelser av nye foreslåtte grenseverdier for års- og døgnmiddel for PM_{10} langs FV109 og E6.

Tiltakene som ble beregnet til å ha størst effekt på konsentrasjonene av årsmidlet PM_{10} i Fredrikstad er kombinasjonen av piggdekktiltak, økt piggfriandel fra 85 til 90% og forkortet piggdekk sesong, miljøfartsgrense og driftstiltak på vei. Et av disse tiltakene er tilstrekkelig til å senke nivåene av PM_{10} under foreslåtte grenseverdier i 2025. Økt andel piggfrie vinterdekk ble lagt til grunn i tiltakspakke 1 fordi det er et tiltak rettet mot å redusere kilden til svevestøv.

Harstad

Svevestøvproblematikken i Harstad i 2025 er knyttet til overskridelser av nye foreslåtte grenseverdier for døgnmiddel for PM_{10} langs RV83.

Beregningene viste at enten driftstiltak på vei eller piggdekktiltak (økt piggfriandel fra 14% til 40%, forkortet piggdekk sesong) var tilstrekkelig for å komme under nye foreslåtte grenseverdier for årsmiddel PM_{10} . Piggdekktiltak ble lagt til grunn i tiltakspakke 1 fordi det er et tiltak rettet mot å redusere kilden til svevestøv.

Kristiansand

Svevestøvproblematikken i Kristiansand i 2025 er primært knyttet til overskridelser av nye foreslåtte grenseverdier års- og døgnmiddel for PM_{10} langs E18 gjennom kommunen.

For Kristiansand hadde en kombinasjon av piggdekktiltak (økt piggfriandel fra 68% til 80% og forkortet piggdekk sesong), driftstiltak på vei og tunneltiltak tilstrekkelig effekt på å redusere årsmiddelkonsentrasjonen av PM_{10} . Disse ble derfor lagt til grunn i tiltakspakke 1. I modelleringen har også miljøfartsgrense blitt inkludert ved en feiltakelse. Dette tiltaket har liten effekt på å redusere svevestøvnivåene der folk bor, og har lave kostnader, så vi forventer at dette har lite å si for den samfunnsøkonomiske lønnsomheten.

Lillehammer

Svevestøvproblematikken i Lillehammer i 2025 er primært knyttet til overskridelser av nye foreslåtte grenseverdier for døgnmiddel for PM_{10} langs E6 gjennom kommunen.

Beregningene viste at enten driftstiltak på vei eller piggdekktiltak (økt piggfriandel fra 55% til 65%, forkortet piggdekk sesong) var tilstrekkelig for å komme nye foreslåtte grenseverdier for årsmiddel PM_{10} . Piggdekktiltak ble lagt til grunn i tiltakspakke 1 fordi det er et tiltak rettet mot å redusere kilden til svevestøv.

Oslo

Svevestøvproblematikken i Oslo i 2025 er primært knyttet til overskridelser av nye foreslåtte grenseverdier for års- og døgnmiddel for PM_{10} langs E18 i vest, E6 i nord- og sørøst og på deler av Ring 3.

En kombinasjon av tiltakene miljøfartsgrense, driftstiltak vei og tunneltiltak ble beregnet til å størst effekt på konsentrasjonene av årsmidlet PM_{10} . Disse ble derfor lagt til grunn i tiltakspakke 1.

Porsgrunn

Svevestøvproblematikken i Porsgrunn i 2025 er primært knyttet til overskridelser av nye foreslåtte grenseverdier for årsmiddel for $PM_{2,5}$, samt overskridelser av års- og døgnmiddel for PM_{10} på enkelte veistrekninger.

Overskridelser av $PM_{2,5}$ årsmiddel skyldes vedfyring, og det er derfor nødvendig å finne tiltak som reduserer utslipp fra denne kilden. I Porsgrunn ble det lagt til grunn at 40 % av referansebanens vedforbruk i eldre vedovner og 45 % av vedforbruket i åpne ildsteder fjernes for å få en utslippsreduksjon som er tilstrekkelig til å overholde en ny grenseverdi på $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for $PM_{2,5}$. Tiltaket bidrar til at også PM_{10} nivåene reduseres tilstrekkelig til at det ikke er behov for andre tiltak rettet mot årsmidlet PM_{10} i tiltakspakke 1.

Skien

Svevestøvproblematikken i Skien i 2025 er knyttet til overskridelser av nye foreslåtte grenseverdier for årsmiddel for $PM_{2,5}$ i sentrumsområdene, samt overskridelser av døgnmiddel for PM_{10} på enkelte veistrekninger

Overskridelser av $PM_{2,5}$ årsmiddel skyldes vedfyring, og det er derfor nødvendig å finne tiltak som reduserer utslipp fra vedfyring. I Porsgrunn ble det lagt til grunn at 70 % av referansebanens vedforbruk i eldre vedovner og 70 % av vedforbruket i åpne ildsteder fjernes for å få en utslippsreduksjon som er tilstrekkelig til å overholde en ny grenseverdi på $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for $PM_{2,5}$. Tiltaket bidrar til at også PM_{10} nivåene reduseres tilstrekkelig til at det ikke er behov for andre tiltak rettet mot årsmidlet PM_{10} i tiltakspakke 1.

Tromsø

Svevestøvproblematikken i Tromsø i 2025 er primært knyttet til overskridelser av nye foreslåtte grenseverdier for års- og døgnmiddel for PM_{10} nær tunneler, større kryss og veistrekninger på og rundt Tromsø sentrum.

En kombinasjon av tiltakene driftstiltak vei og økt bruk av piggfrie vinterdekk ble beregnet til å størst effekt på årsmidlet PM_{10} . Disse tiltakene ble derfor lagt til grunn i tiltakspakke 1.

3.5.2. Tiltakspakke 2a og 2b

I tabellen under gis det en oversikt over hvilke tiltak som er inkludert i de to mer omfattende tiltakspakkene rettet mot enten PM_{10} eller $PM_{2,5}$, som altså inkluderer mer omfattende tiltak for den respektive størrelsesfraksjonen enn de som er inkludert i tiltakspakke 1.

Tabell 5 Mer omfattende tiltakspakker rettet mot enten årsmiddel PM_{10} (tiltakspakke 2a) eller $PM_{2,5}$ (tiltakspakke 2b). Tiltakene markert i grønt er også inkludert i tiltakspakke 1, slik at forskjellen mellom tiltakspakke 1 og 2a for de ulike kommunene er som følge av de ytterligere tiltakene i svart tekst.

Kommune	Tiltakspakke 2a	Tiltak inkludert i tiltakspakke 2b
Bergen	Piggdekktiltak, driftstiltak vei, tunneltiltak, redusert personbiltrafikk	Vedfyringstiltak
Bærum	Piggdekktiltak, miljøfartsgrense, driftstiltak vei, tunneltiltak, redusert personbiltrafikk	Vedfyringstiltak
Fredrikstad	Piggdekktiltak, miljøfartsgrense, driftstiltak vei, tunneltiltak, redusert personbiltrafikk	Vedfyringstiltak
Harstad	Piggdekktiltak, driftstiltak vei, tunneltiltak, redusert personbiltrafikk	Vedfyringstiltak
Kristiansand	Piggdekktiltak, miljøfartsgrense, driftstiltak vei, tunneltiltak, redusert personbiltrafikk	Vedfyringstiltak
Lillehammer	Piggdekktiltak, miljøfartsgrense, driftstiltak vei, tunneltiltak, redusert personbiltrafikk	Vedfyringstiltak
Oslo	Piggdekktiltak, miljøfartsgrense, driftstiltak vei, tunneltiltak, redusert personbiltrafikk	Vedfyringstiltak
Porsgrunn	Piggdekktiltak, driftstiltak vei, tunneltiltak, redusert personbiltrafikk	Vedfyringstiltak 2
Skien	Piggdekktiltak, driftstiltak vei, tunneltiltak, redusert personbiltrafikk	Vedfyringstiltak 2
Tromsø	Piggdekktiltak, driftstiltak vei, tunneltiltak, redusert personbiltrafikk	Vedfyringstiltak

3.6. Sykdomsbyrdeberegninger

Beregning av sykdomsbyrde brukes i dette prosjektet til å estimere helsegevinsten knyttet til gjennomføring av ulike tiltak for redusert svevestøveksposering. For å beregne sykdomsbyrden benyttes informasjon om (i) eksponeringsnivået i befolkningen, (ii) helserisiko knyttet til svevestøveksposeringen og (iii) den generelle helsetilstanden til befolkningen. Eksponeringen til befolkningen beregnes ofte ved hjelp av modeller, som beskrevet i kapittel 3.1. Den kan

presenteres som en eksponeringsfordeling, som reflekter hvilke svevestøvkonsentrasjoner enkeltindividene i en gitt befolkning utsettes for. Sammenhengen mellom svevestøveksponering og helserisiko beskrives ved hjelp av konsentrasjons-responskurver som baseres på data fra befolkningsstudier (Bølling m. fl., 2018). Generelle helsedata for befolkningen innhentes fra ulike registre, som for eksempel dødsårsaksregisteret (DÅR).

Sykdomsbyrdeberegninger er en type helserisikovurderinger. Under det globale sykdomsbyrdeprosjektet («Global burden of disease»; GBD) gjennomføres sykdomsbyrdeberegninger for alle land i hele verden hvert år, og svevestøveksponering i form av årsmidlet eksponering for $PM_{2,5}$, er en av eksponeringene som er inkludert.

I dette prosjektet sammenliknes helsevirkninger før og etter gjennomføring av et tiltak, basert på eksponeringsfordelinger som reflekterer eksponering før og etter tiltaket. Verktøy fra det globale sykdomsbyrdeprosjektet kan ikke benyttes i slike situasjoner. Det er derfor nødvendig å gjennomføre egne beregninger for Norge for å gjøre kost-nytte vurderinger i forbindelse med mulig revisjon av grenseverdiene i dette prosjektet. Reduksjonen i sykdomsbyrde ved redusert svevestøveksponering benyttes her til å estimere helsegevinsten ved spesifikke tiltak i ulike kommuner i Norge (kapittel 3.3 til 3.5).

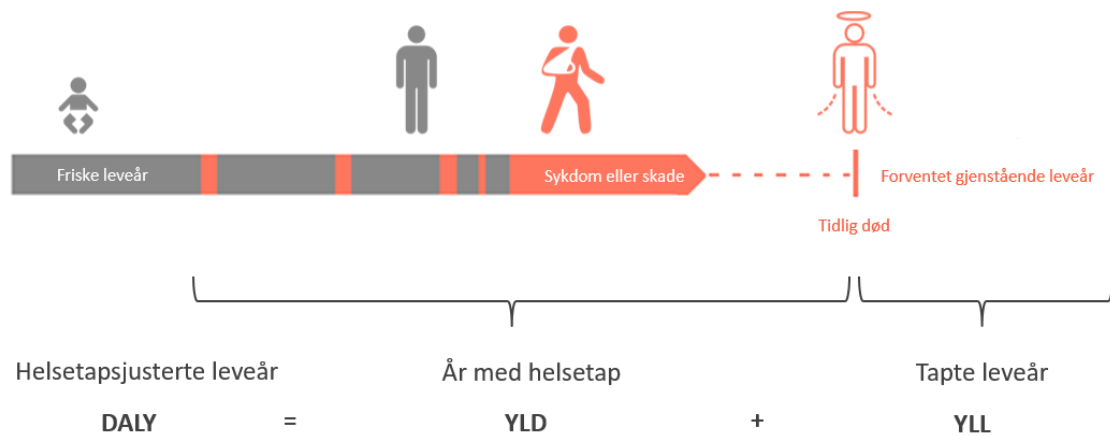
Det vært skjedd en vesentlig utvikling av sykdomsbyrdemetodikken de siste 20 årene, og kvaliteten og tilgjengeligheten til nødvendige inngangsdata har økt betraktelig (Magnussen m.fl. 2020). Siden denne metodikken er i økende bruk, og benyttes av både Folkehelseinstituttet og WHO, er sykdomsbyrdeberegninger anvendt i dette prosjektet istedenfor skadefunksjonsmetoden.

3.6.1. Metode for sykdomsbyrdeberegninger

For å beregne sykdomsbyrde som følge av svevestøveksponering har vi benyttet en eksponeringsbasert tilnærming som er standard metodikk benyttet av Verdens helseorganisasjon (WHO) (Prüss-Üstün m.fl, 2003). Liknende metodikk benyttes i det internasjonale sykdomsbyrdeprosjektet (*Global Burden of Disease study*, GBD) i regi av Institute for Health Metrics and Evaluation (IHME) ved Universitetet i Washington. Metoden for beregning av sykdomsbyrde og de forenklingsene som gjøres for dette prosjektet er oppsummert nedenfor. Mer om denne metodikken er tilgjengelig i rapporter fra WHO (Prüss-Üstün m.fl, 2003; WHO, 2011) og FHI (Aasvang, 2012).

DALY som mål på sykdomsbyrde

For å kvantifisere sykdomsbyrde baserer man seg normalt på såkalte «helsetapsjusterte leveår» eller "Disability Adjusted Life Years" (DALY), for å beregne det samlede tapet av friske leveår ved død eller sykdom.



Figur 10 Illustrasjon av betydningen av helsetapsjusterte leveår. Se tekst for detaljert beskrivelse. Figuren er basert på en illustrasjon fra GBD.

DALY som mål på sykdomsbyrde inkluderer altså både ikke-dødelig helsetap (YLD, *Years Lived with Disability*) og tapte leveår (YLL, *Years of Life Lost*), som illustrert i Figur 10. Mens man er i live måles sykkelighet som år med helsetap, også kjent som ikke-dødelig helsetap (YLD), som er produktet av sykdomsforekomst (prevalens) i befolkningen og sykdommens helsetapsvekt:

$$\text{Ikke dødelig helsetap (YLD)} = \text{sykdomsforekomst} * \text{helsetapsvekt}$$

Helsetapsvekten er et tall mellom 0 («helt frisk») og 1 («død») som gjenspeiler alvorlighetsgraden til sykdommen og størrelsen på helsetapet som er forbundet med sykdommen eller skaden. Størrelsen på helsetapsvektene er ment å gjenspeile den generelle befolkningens formening om helsetapet knyttet til ulike helsetilstander. Helsetapsvektene er imidlertid mye debattert, og størrelsen på helsetapsvekten vil kunne ha mye å si for det beregnede helsetapet.

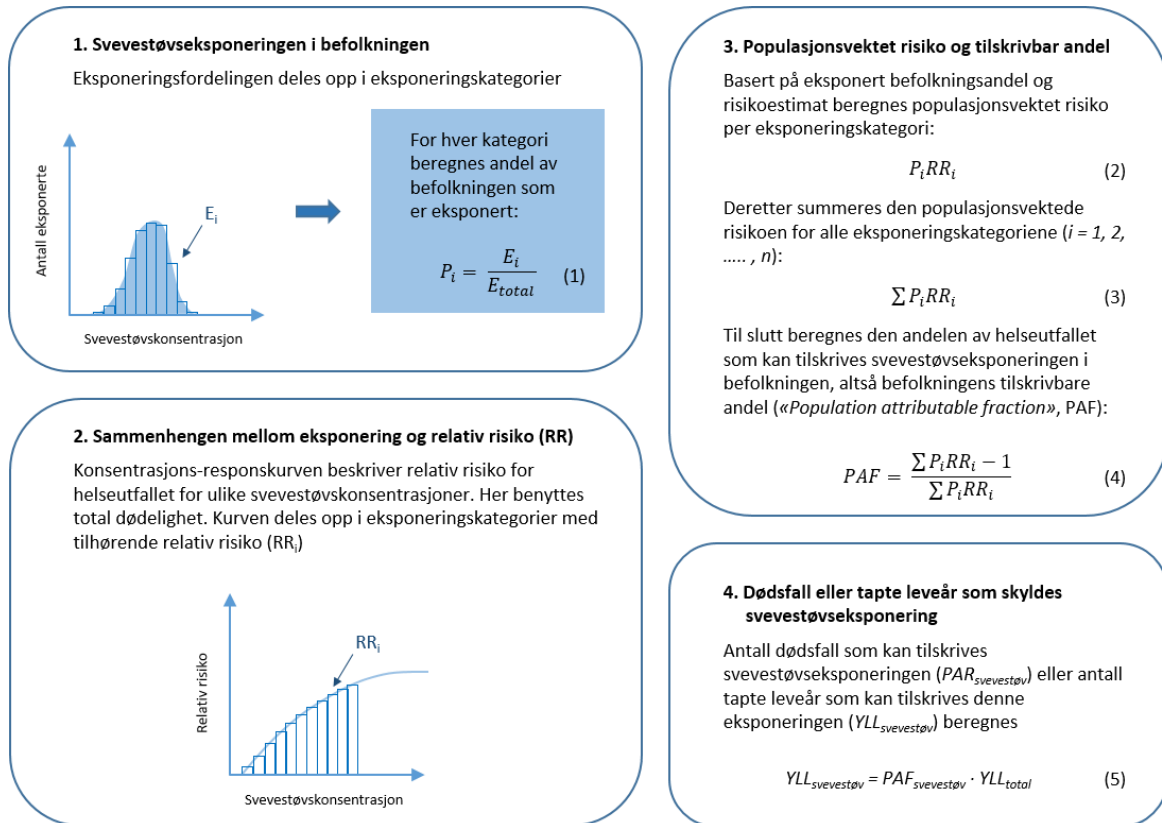
Tapte leveår (YLL) er forventet gjenstående leveår ved den alderen dødsfallet skjer (se Figur 10). Forventet gjenstående leveår varierer med kjønn og aldersgruppe ⁵. Informasjon om forventet gjenstående leveår etter kjønn og alder kan innhentes fra ulike kilder og beregnes på litt ulike måter. I dette prosjektet har vi valgt å benytte tall for forventet gjenstående leveår fra SSB, som er spesifikke for Norge. Informasjon om antall dødsfall per kjønns- og aldersgruppe ble hentet fra DÅR. For å bestemme tapte leveår for en aldersgruppe, ganger man antall dødsfall per aldersgruppe med forventet gjenstående leveår ved alder for dødsfall. For å bestemme tapte leveår for en befolkning (YLL_{total}) summerer man tapte leveår over alle aldersgruppene.

Sykdomsbyrde defineres altså i form av ikke-dødelig helsetap og tapte leveår, og ikke etter hvorvidt sykdommene påvirker for eksempel inntekt, helsetjenestebruk eller produktivitet (Folkehelseinstituttet, 2016).

⁵ Forventet gjenstående leveår = forventet levealder - alder ved dødsfall. Forventet levealder er avhengig av alderen, og er justert slik at man alltid har noen år igjen å leve uansett hvor gammel man er. For eksempel, hvis forventet levealder for menn i Norge er 84 år, vil en mann i aldersgruppen 90-94 år fortsatt ha en forventet levealder på 3 år.

Beregning av tapte leveår (YLL)

I en sykdomsbyrdeberegning estimeres altså tapte leveår og ikke-dødelig helsetap separat og summeres til slutt. I en eksponeringsbasert tilnærming baseres beregning av tapte leveår i hovedsak på fire trinn, med utgangspunkt i eksponeringsberegninger. Disse er illustrert i Figur 11.



Figur 11 Illustrasjon av de ulike trinnene som inngår i beregning av tapte leveår. Se mer utfyllende beskrivelse av de fire trinnene i teksten.

Befolkningens svevestøveksponering deles opp i ulike eksponeringskategorier ($E_i = E_1, E_2, E_3, \dots, E_n$) som tilsvarer et fast intervall av svevestøvkonsentrasjoner, f.eks. $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. For hver av disse eksponeringskategoriene beregnes så andelen av befolkningen som er eksponert (P_i), ved å dele antallet personer i den aktuelle kategorien på antallet personer i hele befolkningen (Figur 11, del 1). Tilsvarende beregnes relativ risiko for hver eksponeringskategori ($RR_i = RR_1, RR_2, RR_3, \dots, RR_n$) basert på konsentrasjons-responskurven (Figur 11, del 2). Basert på disse dataene beregnes en populasjonsvektet risiko per eksponeringskategori, som så summeres for alle eksponeringskategoriene (Figur 11, del 3). Til slutt beregnes populasjonens tilskrivbare andel (PAF), som beskriver hvor stor andel av et helseutfall i en populasjon som skyldes en gitt svevestøveksponering, ved hjelp av likning 4 (Figur 11, del 3). Denne tilskrivbare andelen ganges så med det totale antallet tapte leveår i befolkningen (YLL_{total}) for å estimere antall tapte leveår i befolkningen som skyldes svevestøveksponeringen (Figur 11, del 4).

I dette prosjektet vurderes tiltak for ti utvalgte kommuner. Vi har derfor gjennomført sykdomsbyrdeberegningene per kommune. Det totale antallet tapte leveår for hele Norge,

basert på alders- og kjønnsespesifikke tall fra dødsårsaksregisteret (DÅR) og SSB⁶, ble brukt til å beregne det totale antallet tapte leveår per kommune ($YLL_{kommunal}$) (se beskrivelse i vedlegg C.2). Ved å benytte denne tilnærmingen, istedenfor å innhente dødsfallsdata for den enkelte kommune, antar vi at alle nordmenn er 'like' i form av aldersfordeling og forventet levealder. En konsekvens av dette er at en reduksjon i luftforurensing på $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ svevestøv for en person vil verdsettes likt uavhengig av hvor i landet den inntreffer.

Siden utvalget og effekten av tiltakene vurderes på bakgrunn av luftkvalitetsberegningene for 2025, er innbyggertallene per kommune også justert for befolkningsvekst basert på SSB sine framskrivninger (se beskrivelse i Vedlegg C.4).

Beregning av ikke dødelig helsetap (YLD)

På grunn av tidsrammene i prosjektet var det nødvendig å gjøre noen forenklinger i sykdomsbyrdeberegningene. Siden beregning av YLD er både komplisert og tidkrevende, er egne beregninger ikke gjennomført i dette prosjektet. Istedenfor er tall fra det internasjonale sykdomsbyrdeprosjektet GBD benyttet til å komme frem til et YLD estimat.

GBD beregner hvert år total sykdomsbyrde for Norge, i form av helsetapsjusterte leveår (DALY), basert på YLL og YLD. I tillegg beregnes tilskrivbar andel for $PM_{2,5}$ for Norge for seks sykdommer; hjerteinfarkt, hjerneslag, kronisk obstruktiv lungesykdom (KOLS), lungekreft, luftveisinfeksjon i nedre del av lungene og diabetes. Disse benyttes til å beregne YLL og YLD som kan tilskrives $PM_{2,5}$ eksponering i Norge. De kan videre benyttes til å beregne forholdstallet mellom YLD og YLL for $PM_{2,5}$ eksponering i Norge (YLD_{GBD} / YLL_{GBD}). Hvis vi antar at dette forholdstallet er likt for GBD sine beregninger som for våre nasjonale beregninger, kan GBD forholdstallet benyttes til å beregne YLD basert på YLL for de nasjonale beregningene:

$$YLD_{nasjonal} = \frac{YLD_{GBD}}{YLL_{GBD}} * YLL_{nasjonal}$$

Dette er en svært forenklet tilnærming som bidrar til vesentlig usikkerhet fordi YLD/YLL forholdstallet varierer mellom ulike sykdommer (Vedlegg C.3). I tillegg har vi valgt å benytte kurver og inngangsdata for total dødelighet (også betegnet som 'naturlig død', som reflekterer alle dødsfall unntatt voldssom død, slik som f.eks. ulykker eller selvmord), mens GBD gjør sine beregninger basert på sykdomsspesifikk dødelighet og tilhørende sykdomshet. På grunn av usikkerheten knyttet til disse valgene, har vi sammenliknet nasjonale DALY estimater basert på metodikken benyttet i Grenseverdiprosjektet med tallene fra GBD. Ved sammenlikning av DALY-estimatene konkluderte vi med at den anvendte metodikken gir sykdomsbyrdeestimer som er i samsvar med GBD's estimater (se Vedlegg C.7).

⁶ Sammenhengen mellom svevestøveksponering og for tidlig død har hovedsakelig vært vist for spedbarn under ett år og voksne over 29 år. I GBD sine beregninger for Norge viser det seg at antallet dødsfall som kan tilskrives svevestøveksponering i Norge er neglisjerbart for alle alderskategorier under 30 år. For å unngå en overestimert sykdomsbyrde ble det derfor besluttet at antall dødsfall i alderskategorier fra 30 år og eldre skulle benyttes for beregning av totalt antall tapte leveår for hele Norge ($YLL_{nasjonal}$) i denne rapporten. De kommunale YLL estimatene, som er basert på de nasjonale YLL estimatene, er dermed også basert på dødsfall i alderskategorier fra 30 år og eldre.

PM_{10} er ikke inkludert i GBD, og et tilsvarende forholdstall kan derfor ikke beregnes for PM_{10} . Det er en god del overlapp mellom de to størrelsesfraksjonene PM_{10} og $PM_{2,5}$ når det gjelder helseeffekter, men eksponering for PM_{10} har ikke vært knyttet til alle de samme negative helseeffektene som $PM_{2,5}$. Derfor blir det heller ikke riktig å bruke YLD/YLL forholdstallet for $PM_{2,5}$ til å beregne YLD for PM_{10} . Som en tilnærming, benyttes istedenfor YLD/YLL forholdstallet fra GBD for total sykkelighet og dødelighet for hele Norges befolkning, altså basert på den totale sykdomsbyrden i befolkningen, ikke bare den som kan tilskrives svevestøveksponering. Dette rettfærdiggjøres ved at konsentrasjons-responskurvene som benyttes i beregningene for PM_{10} er basert på tall for total dødelighet. Det er viktig å merke seg at dette innfører ytterligere usikkerhet i beregningene, og antagelig bidrar til å overestimere sykdomsbyrden noe (se også vedlegg C.5). Vi mener likevel at disse estimatene er tilstrekkelig gode til å være meningsfylte i en samfunnsøkonomisk vurdering.

3.6.2. Valg av konsentrasjons-responskurver

Konsentrasjons-responskurver er basert på resultater fra befolkningsstudier og beskriver sammenhengen mellom eksponering for en luftforurensningskomponent og risikoen for en spesifikk helsevirkning, for eksempel risiko for død (Bølling m. fl., 2018). Kurver med ulike former, både lineære og ikke-lineære, har blitt brukt til å beskrive sammenhengen mellom eksponering for svevestøv og ulike helsevirkninger, og formen til kurven kan ha stor betydning for resultatet av vurderingene som danner grunnlag for tiltak. Det har foreløpig ikke vært mulig å påvise en nedre grense for den økte risikoen for dødelighet forbundet med langvarig svevestøveksponering. Siden det er relativt stor usikkerhet i sammenhengene som rapporteres for de laveste konsentrasjonene, brukes ofte en teoretisk terskelverdi for å ta høyde for denne usikkerheten i beregningene (Bølling m. fl., 2018). Bruk av terskelverdi kan også ha stor innvirkning på sykdomsbyrdeberegningene.

I dette arbeidet benyttes konsentrasjons-responskurver som beskriver sammenhengen mellom svevestøveksponering og økt risiko for total dødelighet, som er anbefalt for norske befolkninger etter en nylig gjennomgang av kunnskapsgrunnlaget (Bølling m. fl., 2018) (Bølling m.fl. under utarbeidelse). Konsentrasjons-responskurvene er basert på risikoestimer, altså relativ risiko (RR), fra befolkningsstudier. Et risikoestimat er et mål på sammenhengen mellom en eksponering (f.eks. luftforurensning) og en helsevirkning (f.eks. død) basert på den statistiske analysen i befolkningsstudien. Det reflekterer hvor mye større sannsynlighet det er for en hendelse i én gruppe i forhold til en annen. Dersom forekomsten av sykdom er 20 prosent i en gruppe som har vært utsatt for luftforurensning, mens den er 10 prosent i en tilsvarende gruppe som ikke har vært utsatt for luftforurensning, vil relativ risiko være $0,20/0,10$ altså 2,0.

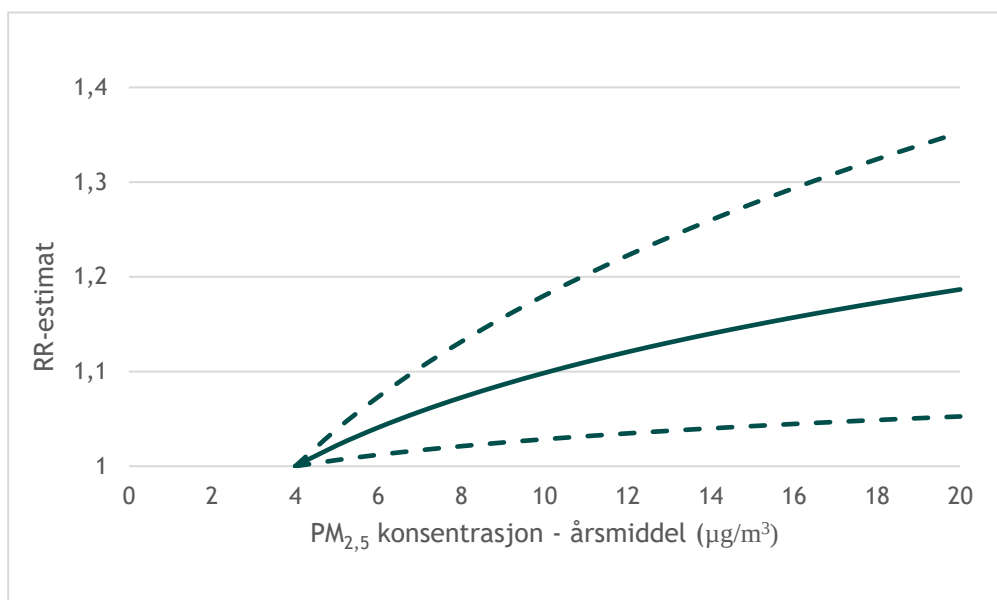
På grunn av tidsrammene til prosjektet ble det besluttet at kurver for total dødelighet skulle benyttes i sykdomsbyrdeberegninger for Grenseverdi prosjektet, istedenfor kurver for sykdomsspesifikk dødelighet. Siden man ved å benytte kurver for total dødelighet inkluderer dødsårsaker som ganske sikkert ikke kan knyttes til svevestøveksponering, bidrar dette til større usikkerhet i beregningene. På den annen side kan bruk av sykdomsspesifikk dødelighet medføre en underestimert sykdomsbyrde, fordi det stadig rapporteres om nye sykdommer som kan knyttes til svevestøveksponering, men hvor det ikke er tilstrekkelig data fra

befolkningsstudier til å sette opp en konsentrasjons-responskurve. Se vedlegg C.6 for en mer utfyllende diskusjon.

Nedenfor presenteres kurvene som er benyttet i beregningene i hoveddelen av rapporten. I tillegg presenteres kurver og beregninger for alternative terskelverdier i vedlegget (i henholdsvis Vedlegg C.6 og C.8).

Konsentrasjons-responskurver for $PM_{2,5}$

Konsentrasjons-responskurven som benyttes for årsmidlet $PM_{2,5}$ -eksponering og total dødelighet i våre beregninger er ikke-lineær, og flater ut ved høyere konsentrasjoner (Figur 12; se vedlegg C.6 for begrunnelse). Den er basert på et risikoestimat på 1,14 (1,04 - 1,26) / $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ fra en europeisk multisenterstudie (ESCAPE) som inkluderte data fra Norge (Beelen m. fl. 2014). Dette tilsvarer en 14 % økning i risikoen for total dødelighet for en økning i $PM_{2,5}$ konsentrasjon på $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. En terskelverdi på $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ble valgt basert på variasjonsbredden til eksponeringen i ESCAPE studien. Denne gjenspeiler også terskelverdien som benyttes i GBD sine kurver for $PM_{2,5}$. Den heltrukne linken i figuren er basert på middelverdien til risikoestimatet, mens de stiplede linjene er basert på 95 % konfidensintervallet, som gjenspeiler usikkerheten i risikoestimatet.

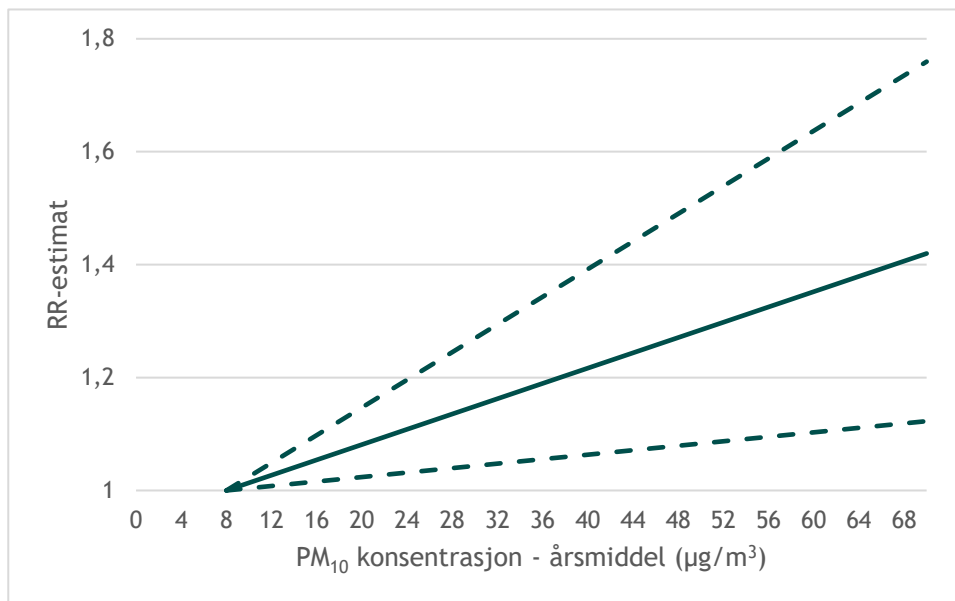


Figur 12 Kurven for årsmidlet $PM_{2,5}$ eksponering og risiko for total dødelighet. Kurven har terskelverdi $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Kurven basert på middelverdien til risikoestimatet er vist som heltrukken linje, mens kurvene for 95 % KI er vist som stiplede linjer.

Konsentrasjons-responskurver for PM_{10}

Det er svært få studier som beskriver sammenhengen mellom årsmidlet PM_{10} -eksponering og risiko for dødelighet. Vi har derfor benyttet en log-lineær omregningsformel fra risikoestimatet for $PM_{2,5}$ for å komme frem til et risikoestimat for PM_{10} i henhold til metodikken benyttet i Castro m.fl. (2017) (se forklaring i vedlegg C.6). Basert på risikoestimatet fra ESCAPE ble risikoestimatet for årsmidlet PM_{10} eksponering for total dødelighet beregnet til å være 1,07 (1,02-1,12) / $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dette tilsvarer en 7 % økning i risikoen for total dødelighet for en økning i PM_{10} konsentrasjon på $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Terskelverdien ble satt til $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ basert på terskelverdien benyttet i $PM_{2,5}$ kurven. Fordi det ikke finnes tilstrekkelig kunnskap om formen på

konsentrasjon-responskurven for årsmidlet PM₁₀ og total dødelighet, besluttet vi å benytte en lineær kurve i sykdomsbyrdeberegningene (Figur 13)



Figur 13 Kurven for årsmidlet PM₁₀ eksponering og risiko for total dødelighet. Kurven har terskelverdi 8 µg/m³. Kurven basert på middelverdien til risikoestimatet er vist som heltrukken linje, mens kurvene for 95 % KI er vist som stiplede linjer.

3.6.3. Kvalitetssikring av sykdomsbyrdemetodikk

For at sykdomsbyrdeberegningene skulle kunne gjennomføres innenfor de gitte tidsrammene var det, som beskrevet i kapittel 383.6.1, nødvendig å gjøre noen forenklinger. Dette dreide seg i hovedsak om:

- Bruk av total dødelighet istedenfor sykdomsspesifikk dødelighet, både for konsentrasjons-responskurver og inngangsdata fra DÅR
- Bruk av YLD/YLL-forholdstallet for å estimere YLD istedenfor selvstendig beregning av YLD
- Bruk av nasjonale YLL-rater for beregning av kommunal YLL istedenfor innhenting av alders og kjønnsespesifikke dødsfall per kommune

For å kvalitetssikre forenkling i metodikk og valg av inngangsdata, ble sykdomsbyrdeestimatene fra de nasjonale beregningene sammenliknet med tall fra det internasjonale sykdomsbyrdeprosjektet GBD (se vedlegg C.7). I tillegg til kvalitetssikringen ble en sensitivitetsanalyse gjennomført for sykdomsbyrdeberegningene (Vedlegg C-8). GBD er et omfattende prosjekt som driver betydelig metodeutvikling, og de regnes som et foregangsmiljø innen sykdomsbyrdeberegninger. Metodikken fra GBD ansees som en slags 'gullstandard', men fordi målsetningen til GBD-prosjektet er at beregningene skal kunne gjennomføres for alle land i verden, må det også her gjøres noen forenklinger når det gjelder inngangsdata. Totalt sett viser sammenlikningen med GBD at metodikk og inngangsdata benyttet under Grenseverdiprosjektet gir sykdomsbyrdeestimer i samme størrelsesorden som GBD sine tall.

3.7. Samfunnsøkonomiske beregninger

Dette kapitlet beskriver tilnærmingen benyttet i de samfunnsøkonomiske beregningene som er gjort i Grenseverdi-prosjektet. Formålet med beregningene er å vurdere hvorvidt det vil være samfunnsøkonomisk lønnsomt å gjennomføre tiltak for å oppnå en gitt grenseverdi.

Den samfunnsøkonomiske analysen gir en vurdering av nytte og kostnader ved de konkrete tiltakspakkene som er modellert for hver kommune. Vi skiller mellom tiltak og virkemidler som beskrevet i kapittel 3.4. Nytte- og kostnadsvirkninger av tiltakene er kvantifisert og verdsatt så langt det har vært mulig, inkludert anslåtte virkemiddelkostnader der det har vært mulig og relevant. Merk at det ikke er alle tiltak som krever forsterket virkemiddelbruk. Hvilke virkemidler som innføres i praksis vil være opp til kommunene, og de reelle virkemiddelkostnadene vil derfor variere med hvordan kommunene velger å tilpasse seg.

Alle nytte- og kostnadsvirkninger er beregnet som årlig mernytte og merkostnader sammenliknet med referansesituasjonen, og vi har arbeidet med 2025 som målår. Alle verdsatte effekter er angitt i 2019-kroner uten skatter og avgifter. Skatter og avgifter er ekskludert fordi de ikke er kostnader, men gir omfordeling av samfunnets ressurser. For vedfyringstiltak, som er det eneste tiltaket som omfatter investeringskostnader, er årlige kostnader beregnet ved annuitetsmetoden med 4 % kalkulasjonsrente. En detaljert gjennomgang av hvordan nytte- og kostnadsvirkningene for tiltakene er estimert gjøres i vedlegg B.2. Der diskuteres også kort hvilke virkemidler som kan være aktuelle for å gjennomføre tiltakene der det er relevant.

Nytte og kostnader er beregnet for tiltak i de ti kommunene som er omtalt tidligere i rapporten. Vi vurderer at disse stedene gir et godt bilde av nytte og kostnader for både liknende enkeltkommuner og resten av Norges kommuner, da stedene som er valgt ut utgjør hovedtyngden av områdene som antakeligvis må gjennomføre tiltak for å overholde de nye grenseverdiene.

3.7.1. Beregning av nytte og kostnader

Detaljerte beskrivelser for hvert enkelt tiltak er gitt i vedlegg B.2 for nytte og kostnader, med unntak av helsegevinsten som er beskrevet nedenfor.

Verdsetting av helsegevinster

Den viktigste nyttevirkingen av tiltakene er forbedret folkehelse som følge av redusert eksponering for luftforurensning. Disse virkningene er estimert i DALY, som omtalt i kapittel 3.6. I utkastet til oppdatert veileder i helseøkonomiske analyser verdsettes én DALY⁷ til 1,12

⁷ I sin veileder oppdaterer Helsedirektoratet verdsettingen av en QALY, men fremhever at det i prinsippet er det samme man ønsker å måle ved hjelp av DALY og QALY. Derfor kan man ut fra en pragmatisk tilnærming anse QALY og DALY som nokså like helsemål. QALY måler individers preferanser for å unngå en sykdom eller skade ved å ta utgangspunkt i individers egne vurdering av velværetapet. QALY kan slik ses på som et mål for samfunnets betalingsvillighet for å unngå sykdommen, men i form av vektorer på en skala fra 0 (død) til 1 (full helse). For mer utfyllende beskrivelse av tematikken, se Magnusson m.fl. 2020.

millioner 2012-kroner (Helsedirektoratet 2019). Verdien av en DALY er fremskrevet til 1,252 millioner 2019-kroner på bakgrunn av veksten i BNP i henhold til Tabell 6.

Tabell 6 BNP per innbygger i løpende priser⁸. * indikerer foreløpige verdier (2018 og 2019).

	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
BNP	590 617	604 552	611 359	599 389	591 684	624 484	664 483*	660 400*

Kostnader ved tiltakene

Kostnadene ved tiltakene beregnes som nettokostnader for samfunnet som helhet. Dette innebærer at kostnaden ved tiltakene beregnes som summen av alle merkostnader, besparelser og andre prissatte effekter. Fordi kostnader og nyttevirkinger som følger av referansebanen ikke skal inkluderes i tiltakskostnadene er det merkostnadene og mernytt ved tiltakene som er beregnet - for eksempel merkostnader ved økt renhold av veibane sammenliknet med det ordinære renholdet. Vi omtaler likevel som oftest merkostnadene bare som kostnader i løpende tekst.

Kostnadene ved tiltakene er basert på erfaringstall og forskningsrapporter, og er anslått for hvert tiltak for hver kommune. Våre tiltakspakker må imidlertid ikke leses som uttømmende eller optimale kombinasjoner av tiltak, men snarere eksempler på tiltak som kan benyttes for å redusere svevestøveksponeringen. Hvilke tiltak som implementeres i praksis er opp til kommunene selv, og dersom grenseverdiene skjerpes i tråd med forslaget i denne rapporten må kommunene selv vurdere hvilke tiltak som vil være mest hensiktsmessige. Det kan tenkes at det finnes tiltak vi ikke har identifisert i dette prosjektet som likevel kan være effektive og lønnsomme i praksis.

Flere av tiltakene har *eksterne* nytte- og kostnadsvirkninger i tillegg til de direkte utgiftene, som for eksempel redusert slitasje på veidekket, redusert utslipp av NO_x og CO₂, redusert støy eller økt/ redusert antall ulykker. Disse virkningene er så langt som mulig prissatt og inkludert i tiltakskostnadene, men der det ikke har vært mulig å kvantifisere eller verdsette virkningene er det gitt kvalitative vurderinger.

Virkemiddelkostnader

Der det har vært mulig og relevant har vi anslått virkemiddelkostnader for å få gjennomført tiltakene. Disse kostnadene er ikke basert på grundige utredninger, men sjablongmessig anslått på bakgrunn av erfaringstall fra andre kommuner. De må derfor anses som usikre estimater. Det er ikke mulig for arbeidsgruppen å vite hvilke virkemidler kommunene vil velge å ta i bruk i praksis ved en eventuell innskjerping av grenseverdiene, og vi har derfor lagt til grunn virkemidler som ut fra våre vurderinger fremstår som sannsynlige.

3.7.2. Metode for nytte-kostnadsanalysene

For å vurdere samfunnsøkonomisk lønnsomhet av tiltakene summeres nytteeffekter og merkostnader for hver tiltakspakke. Der det finnes ikke-verdsatte eller ikke-kvantifiserte nytte- eller kostnadsvirkninger vurderes størrelsen på disse og hvorvidt det er sannsynlig at de endrer konklusjonen.

⁸ SSB (2019): Tabell 09842: BNP og andre hovedstørrelser (kr per innbygger), etter statistikkvariabel og år

Vurdering av usikkerhet:

Beregningene av samfunnsøkonomisk lønnsomhet er basert på beste anslag og er derfor usikre. Det er ikke mulig å anslå nøyaktig hvor stor denne usikkerheten er, eller i hvilken retning den vil slå ut. For å synliggjøre hvordan usikkerhet påvirker den samfunnsøkonomiske lønnsomheten har vi gjennomført sensitivitetsanalyser med lave og høye estimater for nytte og kostnader. Netto samfunnsøkonomisk overskudd også ved lave nytteestimer og/eller høye kostnadsestimer er en sterk indikasjon på at rapportens konklusjoner er robuste mot systematisk underestimerte kostnader og/eller systematisk overestimerte nyttevirksomheter.

For beregningene av samlet lønnsomhet ved tiltakene har vi tatt utgangspunkt i følgende:

Helsegevinst som reduksjon i DALY: Her benyttes gjennomsnittsestimatet og nedre og øvre usikkerhetsgrenser basert på et 95% konfidensintervall. Dette reflekterer usikkerheten i risikoestimatet for total dødelighet som beregningene er basert på (kapittel 3.6.2). Vi anser gjennomsnittsestimatet som det mest sannsynlige estimatet, men inkluderer også nedre og øvre grense fordi det er vesentlig usikkerhet i sykdomsbyrdeberegningene.

Merkostnader: Usikkerheten i kostnadsestimatene varierer fra tiltak til tiltak og sted til sted. Vi har lagt til grunn en merkostnad vi anser mest sannsynlig, og i tillegg sjablongmessig beregnet en nedre og øvre merkostnad som er henholdsvis 50% lavere og 50% høyere enn den mest sannsynlige merkostnaden for bruk i sensitivitetsanalyser for å vurdere robustheten til resultatene.

For tiltakspakke 2b er de samlede merkostnadene relativt lave. Det er samtidig en relativt høy usikkerhet knyttet til antall ildsteder, og det er grunn til å tro at mange ovns- og peiseiere opplever ikke-prissatte nytteeffekter av å fyre med ved ("peiskos"). For å være sikre på at kalkylen er robust mot store avvik mellom reell og beregnet kostnad har vi femdoblet merkostnadene i sensitivitetsanalysen.

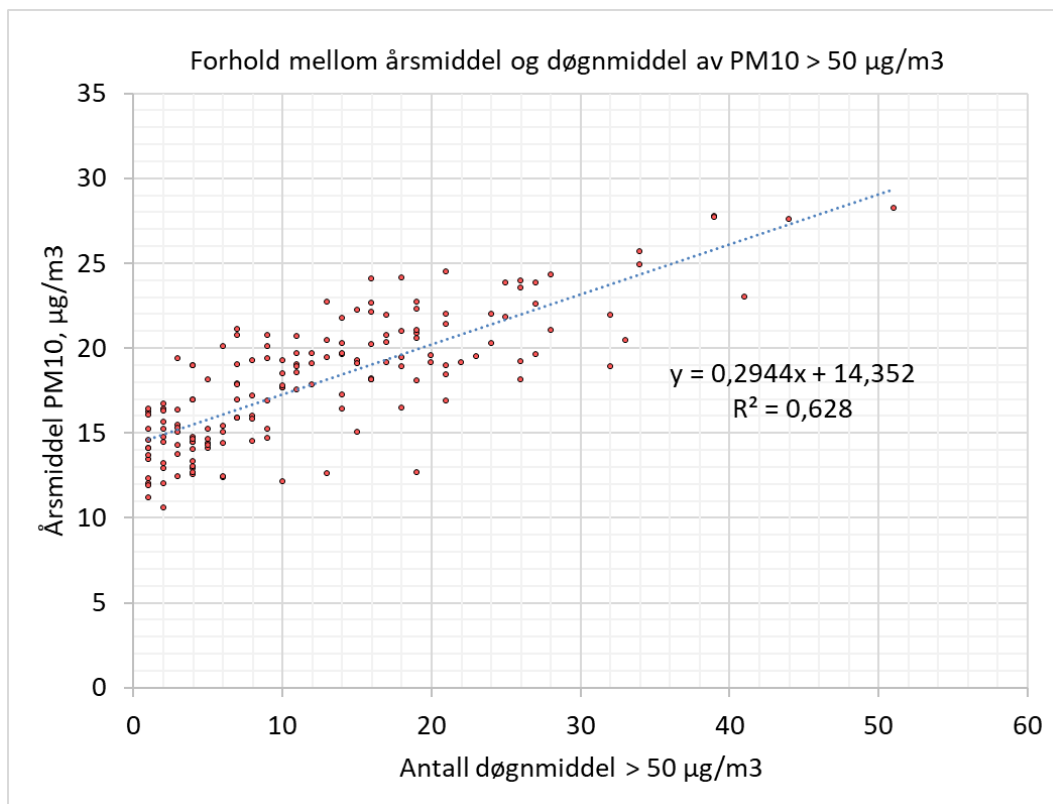
I tilfellene der tiltak har hatt både nytte- og kostnadsvirkninger utover helseeffekter av svevestøv, har vi kun oppjustert kostnadssiden for å være tryggere på robustheten i estimatene.

3.8. Vurdering av grenseverdi for PM₁₀ - døgnmiddel

Det er to grenseverdier for PM₁₀ i dagens forskrift, én grenseverdi for årsmiddelkonsentrasjonen på 25 µg/m³ og én grenseverdi for døgnmiddelkonsentrasjon på 50 µg/m³ der 30 overskridelser per år er tillatt. I Grenseverdiprosjektet er nytte- og kostnadsvurderinger kun utført på grunnlag av tiltakspakken som er satt sammen for å redusere årsmiddelkonsentrasjonen av PM₁₀. Dette skyldes at metodikken for sykdomsbyrdeberegninger ikke er godt egnet for å verdsette helseeffekter knyttet til døgnmidlet eksponering (Vedlegg C.1), og at det ikke var rom for å utvikle ny metodikk innenfor prosjektets tids- og kostnadsrammer. Arbeidsgruppa anbefaler derfor at grenseverdien for døgnmiddel vurderes på nytt når metodikk for verdsetting av helseeffekter av døgnmidlet eksponering for PM₁₀ er etablert.

Selv om det ikke er gjennomført egne nytte-kostnadsanalyser for døgnmidlet PM_{10} , vil de tiltakene som er valgt for å redusere årsmidlet PM_{10} også påvirke nivåene av døgnmidlet PM_{10} . Vi har derfor vurdert hvordan reduksjonen i årsmidlet PM_{10} påvirker antall overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien i de ti eksempel kommunene, og basert skjerpingen av grenseverdien for døgnmiddel av PM_{10} på dette.

Årsmiddelverdien beregnes ved å ta gjennomsnittet av alle døgnmiddelverdiene i det aktuelle kalenderåret. En analyse av historiske måledata viser korrelasjon mellom årsmiddelkonsentrasjonen og antall overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien på $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} . For årene 2013-2019 er det god korrelasjon mellom årsmiddel og antall overskridelser for døgnmiddel for PM_{10} , med $R^2 = 0,628$, vist i Figur 14. Dette betyr at ca. 60 prosent av variasjonen i datasettet kan forklares med at det er en sammenheng mellom årsmiddelkonsentrasjonen og antall overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien.



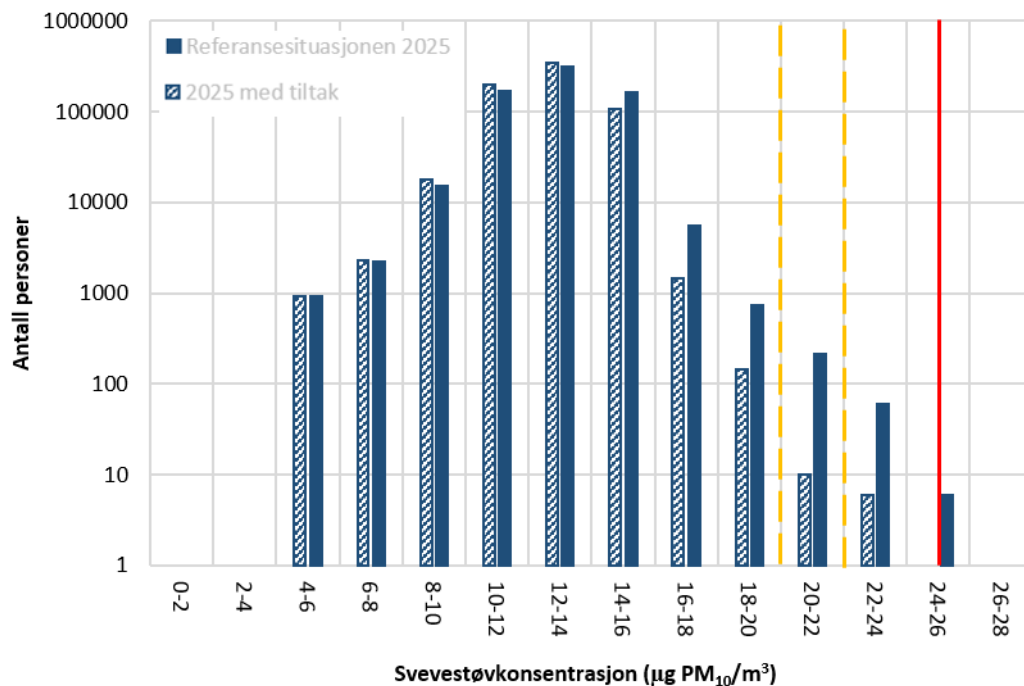
Figur 14: Sammenheng mellom målt årsmiddelkonsentrasjon og antall overskridelser av døgnmiddelgrenseverdi fra målestasjoner. Grafen inneholder alle data som er vist i vedlegg A, **Feil! Fant ikke referansekilden.A-2 og Feil! Fant ikke referansekilden.A-3**, det vil si data fra målestasjonene i perioden 2013 - 2019. Figuren inkluderer bare målepunkter som har minst ett døgnmiddel over $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Formelen for en rett linje tilpasset til datapunktene vises også i figuren, samt R^2 som et mål på hvor god korrelasjonen mellom de to størrelsene er.

4. Resultater

Luftkvalitetsmodellen beregner konsentrasjonen av svevestøv i alle deler av kommunen. Når disse resultatene kobles sammen med bostedsadressene i kommunen får vi tall på hvor mange personer som eksponeres for ulike konsentrasjonsnivåer av svevestøv på bostedsadressen sin, altså en eksponeringsfordeling, som vist med et eksempel for Oslo i Figur 15. De blå søylene viser antall personer som eksponeres for hvert konsentrasjonsintervall før tiltak, mens de skraverte søylene viser situasjonen etter gjennomføring av tiltak. I den følgende teksten presenteres antall personer som eksakte tall, selv om det er betydelig usikkerhet i disse tallene. Dette er gjort for å øke lesbarheten til teksten. Alle tall for personer med overskridelser av spesifikke svevestøvnivåer som presenteres heretter må derfor leses som omtrentlige, selv om de er gitt som eksakte tall.

Fordi formålet med denne rapporten er å vurdere nye grenseverdier for svevestøv fokuserer vi i kapittel 4.1 på antall personer som beregnes å være eksponert for nivåer over de ulike alternativene til grenseverdier som vi har vurdert, altså personer til høyre for de vertikale linjene i figuren. Som det framgår av eksempelet fra Oslo er det relativt få personer som er eksponert for nivåer over de vurderte grenseverdiene, mens hoveddelen av befolkningen eksponeres for lavere nivåer.

I sykdomsbyrdeberegningene, som de samfunnsøkonomiske vurderingene i kapittel 4.2 er basert på, er det eksponeringsfordelingen for hele befolkningen som legges til grunn. Merk at tiltakene som modelleres for at grenseverdien skal overholdes har minst like stor effekt på de andre delene av befolkningen ved at mange "flyttes" mot lavere eksponeringsnivåer. Tiltakene som modelleres kan derfor ha større effekt på eksponeringsfordelingen totalt, og dermed på sykdomsbyrdeberegningene, enn det som illustreres i kapittel 4.1 når det gjelder antall personer eksponert for nivåer over nåværende og foreslåtte grenseverdier.



Figur 15 Eksempel på eksponeringsfordeling framskrevet til 2025 med og uten tiltak. Figuren viser eksponeringsfordelingen fra Oslo kommune som eksempel. Antall innbyggere som er eksponert for ulike konsentrasjonsnivåer av PM₁₀ i 2025 uten (blå) og med tiltak (skraverde søyler). Dagens grenseverdi på 25 µg/m³ er vist med rød linje, mens nivåene som vurderes i denne rapporten, 20 og 22 µg/m³, er vist med stiplede oransje linjer. Antall personer som er eksponert for nivåer over de to alternativene som vurderes er så lave at vi har benyttet log-skala på y-aksen for at disse skal være synlige. Det er imidlertid tydelig at tiltakene har stor effekt på eksponeringsfordelingen også for nivåene under grenseverdien.

4.1 Beregninger av luftkvalitet og antall eksponerte

I dette kapittelet presenteres resultater fra luftkvalitetsberegningene. Vi viser antall personer som er utsatt for de ulike nivåene vi har vurdert som mulige nye grenseverdier (se kapittel 3.2) i ulike kommuner.

4.1.1. Referansesituasjonen i 2025

For referansesituasjonen i 2025 ble antall eksponerte for ulike konsentrasjonsintervaller av årsmiddel PM₁₀, årsmiddel PM_{2,5} og antall døgn med overskridelser av 50 µg/m³ PM₁₀ beregnet for alle kommuner i landet. Merk at disse beregningene kun ble gjort med en gridoppløsning på 100 m x 100 m, og derfor bare sammenlignes direkte med andre beregninger gjort med samme oppløsning.

Kommuner langs kysten kan tidvis ha betydelige bidrag fra sjøsaltpartikler til svevestøvnivåene. Sjøsaltpartikler er inkludert i modellberegningene, men regnes ikke for å ha negative helseeffekter. Dette gjør at noen kommuner som har høyt sjøsaltbidrag vil vises som om de har høye nivåer og et høyt antall overskridelser uten at de nødvendigvis har helseskadelige nivåer av lokal luftforurensning. Derfor er det sannsynlig at antallet kommuner som potensielt må gjennomføre tiltaksutredninger og tiltak, kan være lavere enn det som er beskrevet her.

Tabell 7 Oversikt over antall kommuner med personer utsatt for nivåer over dagens grenseverdier og vurderte nye grenseverdier i 2025. Kolonnene under Antall kommuner viser hvor mange kommuner som er beregnet å et visst antall personer utsatt for de ulike nivåene av svevestøv. Kolonnen "høyeste antall personer" viser antall personer utsatt for det aktuelle nivået av svevestøv i den kommunen med det høyeste antallet. Merk beregningene denne tabellen er basert på er gjort på 100 m x 100 m oppløsning og derfor ikke kan sammenlignes direkte med resultatene for de ti eksempelkommunene.

		Antall kommuner					Høyeste antall personer i en kommune
		>1 personer	>10 personer	>100 personer	>1 000 personer	>10 000 personer	
PM ₁₀ årsmiddel	>20 µg/m ³	29	24	9	1	-	1076
	>22 µg/m ³	20	13	5	-	-	495
	>25 µg/m ³	7	5	4	-	-	329
PM ₁₀ antall døgnmidler	>20 overskridelser av 50 µg/m ³	51	46	28	6	-	1607
	>25 overskridelser av 50 µg/m ³	38	34	16	1	-	1111
	>30 overskridelser av 50 µg/m ³	31	24	8	-	-	734
PM _{2,5} årsmiddel	>8 µg/m ³	15	15	8	7	5	91364
	>10 µg/m ³	3	3	2	2	-	6711
	>12 µg/m ³	1	1	-	-	-	40

For de ti kommunene som ble valgt ut som eksempelkommuner ble det også gjort beregninger med oppløsning på 50 m x 50 m. Disse resultatene presenteres i kapittel 4.1.2.

Resultatene for "nå-situasjonen" i 2016 finnes i vedlegg D.1.1.

Årsmiddel PM_{10}

Beregningene viser at innbyggere i 7 kommuner blir eksponert for årsmiddel over dagens grenseverdi på $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Høyeste antall personer utsatt for nivåer over $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ er beregnet å være 329 personer i én kommune, og kun fire kommuner hadde et tresifret antall personer over $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

20 kommuner har innbyggere eksponert for årsmiddel over $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Høyeste antall personer utsatt for nivåer over $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ er beregnet å være 495 personer i én kommune, og kun fem kommuner hadde et tresifret antall personer over $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

29 kommuner har innbyggere eksponert for årsmiddel over nasjonalt mål og luftkvalitetskriteriet på $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Høyeste antall personer utsatt for nivåer over $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ er beregnet å være 1076 personer i én kommune, og ni kommuner hadde et tresifret antall personer over $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Overskridelser av døgnmiddel $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10}

Det beregnes at 30 kommuner har innbyggere utsatt for mer enn 30 overskridelser av døgn grenseverdien på $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Høyeste antall med mer enn 30 overskridelser er beregnet å være 734 personer i én kommune, og åtte kommuner hadde et tresifret antall personer med mer enn 30 overskridelser.

38 kommuner har innbyggere utsatt for mer enn 25 overskridelser av døgn grenseverdien på $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, og 16 av kommunene har minst tresifret antall personer med mer enn 25 overskridelser.

51 kommuner har innbyggere utsatt for mer enn 20 overskridelser av døgn grenseverdien på $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, og 28 av kommunene har minst tresifret antall personer med mer enn 20 overskridelser.

Årsmiddel $PM_{2,5}$

Ingen kommuner beregnes å ha innbyggere eksponert for nivåer over dagens grenseverdi på $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i 2025.

Det er 3 kommuner som beregnes å ha innbyggere eksponert for årsmiddelnivåer over $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Høyeste antall personer er beregnet å være omtrent 6711 personer i en av kommunene, og til sammen er det 8084 personer som har nivåer over $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i de tre kommunene. For én av disse kommunene er antallet personer med nivåer over $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ kun 17, og det viser seg at det høye nivået av $PM_{2,5}$ her skyldes veistøv.

Det er 15 kommuner som beregnes å ha innbyggere eksponert for årsmiddelnivåer over nasjonalt mål og luftkvalitetskriteriet på $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Høyeste antall personer er beregnet å være omtrent 91 364 personer, og 7 kommuner hadde et fire- eller femsifret antall personer som har nivåer over $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

4.1.2. Situasjonen i 2025 med tiltak

Med utgangspunkt i resultatene fra referansesituasjonen i 2025, har vi vurdert flere tiltak for å redusere svevestøvnivåene i de ti utvalgte kommunene. Tiltakspakkene som ligger til grunn for beregningene er beskrevet i kapittel 3.1.5 og vedlegg B.2. Det er modellert effekten av ulike tiltak for å få ned PM_{10} - og $PM_{2,5}$ -nivåene. Vi vil i denne delen presentere hvordan tiltakene

bidrar til å redusere antall personer som er utsatt for nivåer over nye mulige grenseverdier. Som forklart i kapittel 3.2 er dette følgende nivå for de ulike grenseverdiene:

PM₁₀ årsmiddel: 20 - 22 µg/m³

PM₁₀ døgnmiddel: 50 µg/m³ med 20-25 tillatte overskridelser i løpet av et år

PM_{2,5} årsmiddel: 8 - 10 µg/m³

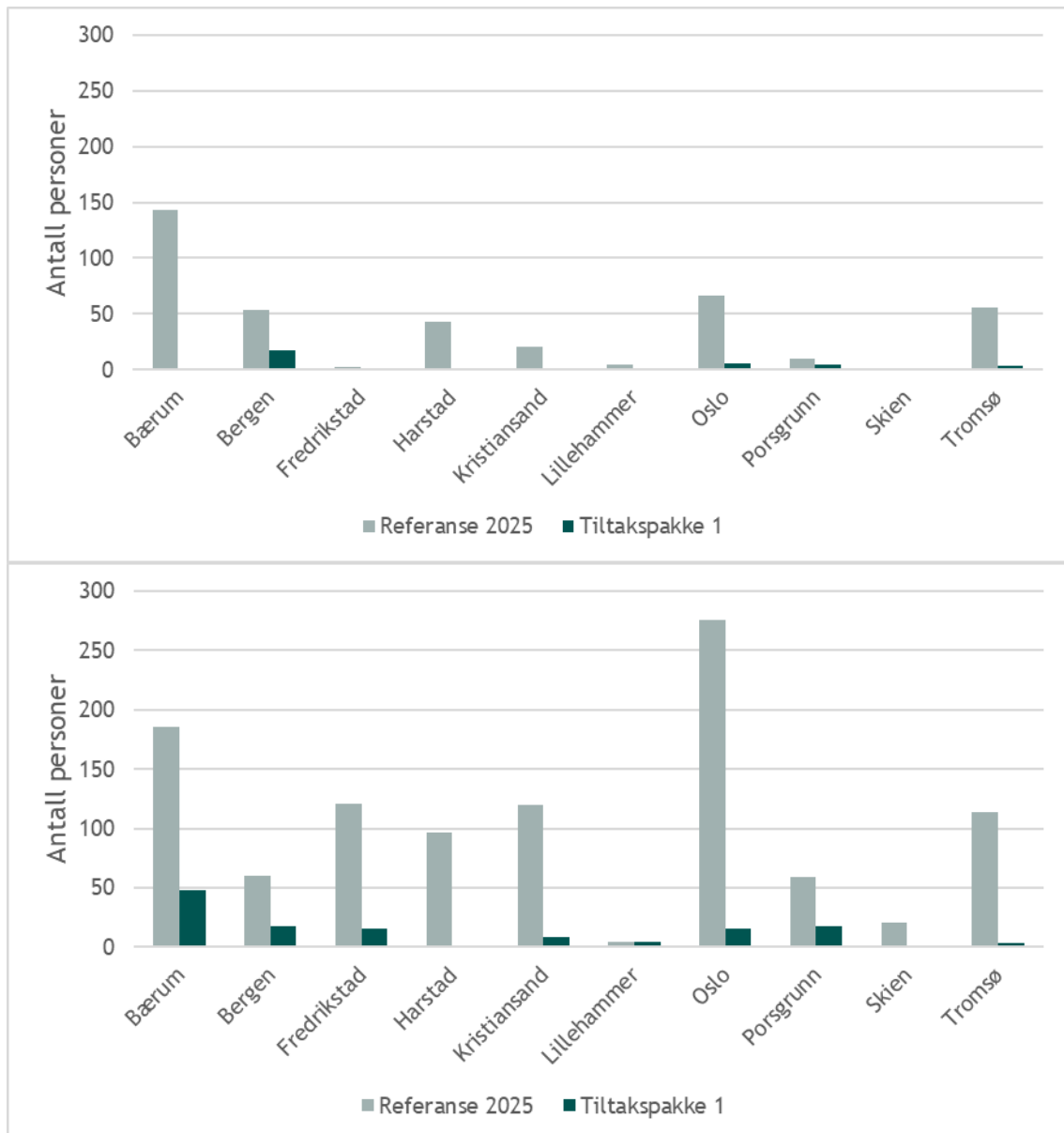
Resultater fra tiltakspakke 1

Som nevnt i kapittel 3.5 har vi satt sammen tiltakspakker for hver kommune. Tiltakspakke 1 er en kombinasjon av tiltak som er satt sammen for å oppnå nye forslag til grenseverdier, og er ulikt sammensatt for hver av de ti eksempelkommunene.

Årsmiddel PM₁₀

Ettersom hovedkilden til PM₁₀ i de fleste kommuner er veistøv, er det hovedsakelig tiltak som reduserer dannelsen og spredningen av veistøv som er modellert for de ulike kommunene. I Figur 16 vises effekten av tiltakene på å redusere befolkningseksponering for nivåer over 22 og 20 µg/m³.

Antall personer som blir eksponert for årsmidlede PM₁₀-nivåer over 22 µg/m³ reduseres med den valgte tiltakspakken for PM₁₀. I referansesituasjonen i 2025 er det beregnet opptil 400 personer eksponert for nivåer over 22 µg/m³ totalt i de ti kommunene, mens etter tiltak er det ca 30 personer i som er beregnet å være eksponert for nivåer over dette. Figur 16 viser tilsvarende tall for PM₁₀ årsmiddelnivåer over 20 µg/m³. Som forventet er det flere personer som eksponeres for nivåer over 20 µg/m³ enn over 22 µg/m³. Tiltakene har imidlertid god effekt på å redusere antall eksponerte også for nivåer over 20 µg/m³, totalt vil antall personer som vil ha nivåer over 20 µg/m³ på registrert bostedsadresse reduseres fra ca 1000 til litt over 100.



Figur 16 Antall personer eksponert for årsmiddelnivåer høyere enn 22 µg PM₁₀/m³ (øverst) og 20 µg PM₁₀/m³ (nederst) før og etter gjennomføring av tiltak (tiltakspakke 1).

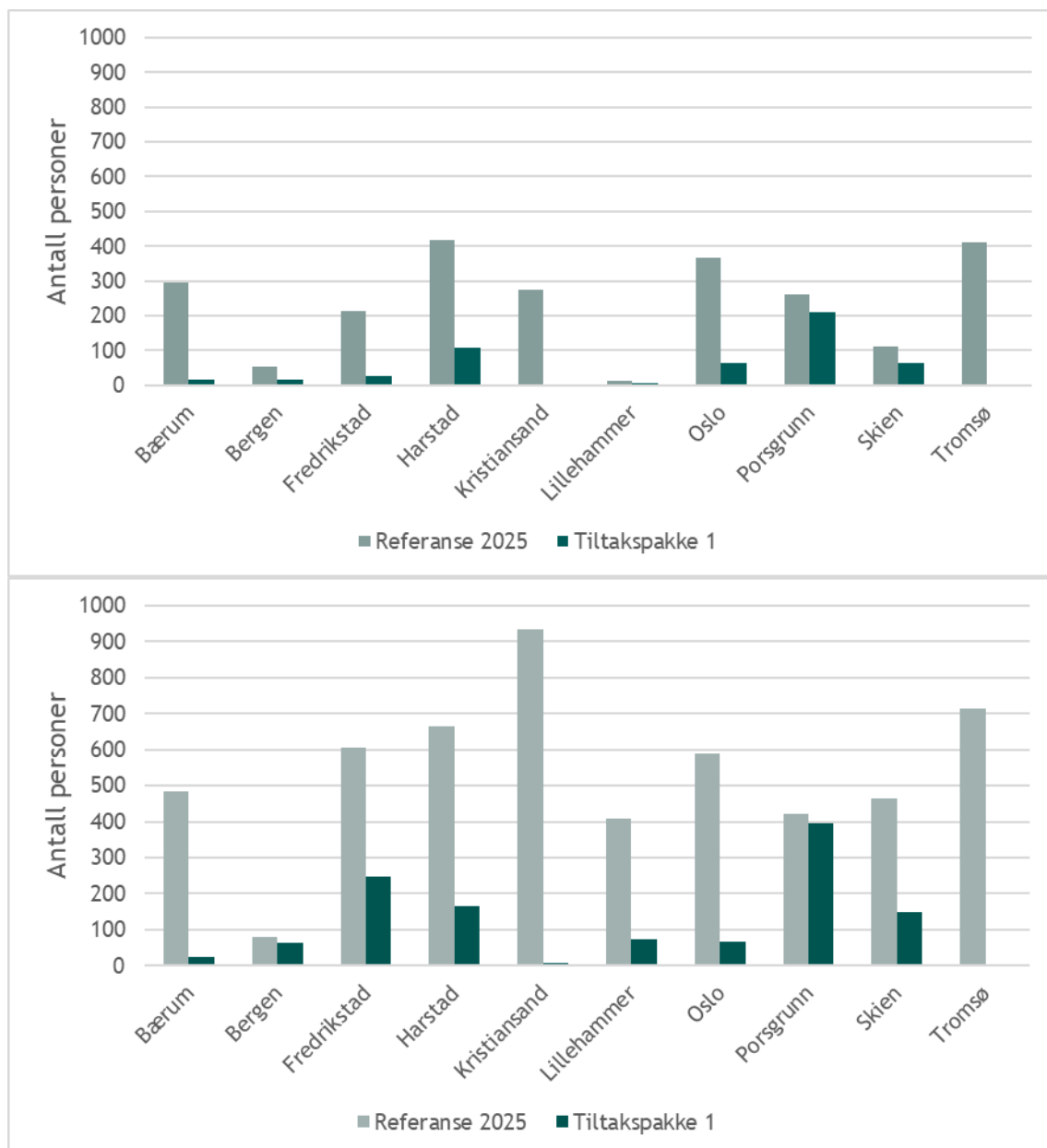
Overskridelser av døgnmiddel 50 µg/m³ PM₁₀

Som vist i Figur 17 reduseres beregnet antall personer med mer enn 25 overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien fra ca. 2400 til 500 som følge av de modellerte tiltakene rettet mot årsmidlet PM₁₀. I åtte av de ti kommunene gjenstår det et tosifret antall personer, mens det i Harstad og Porsgrunn er et tresifret antall personer som har mer enn 25 overskridelser. Når det gjelder personer som har mer enn 20 overskridelser reduseres antall personer fra ca 5400 i referansesituasjonen til ca 1200 etter tiltak totalt for de ti kommunene. I fire av kommunene er det et tresifret antall personer etter tiltak.

Tiltakspakkene som ble valgt ut for de ulike kommunene for å redusere nivåene av PM₁₀ ble valgt primært for å redusere årsmidlet konsentrasjon av PM₁₀, mens kun tiltak for å redusere årsmidlet PM_{2,5} ble inkludert for Skien og Porsgrunn. Tiltakspakkene er derfor ikke optimalt sammensatt for å redusere antallet overskridelser av døgnmiddel PM₁₀. Langsiktige tiltak som

økt piggfriandel og lavere fart, bidrar til at PM_{10} -nivåene generelt reduseres til et lavere nivå, og har derfor også innvirkning på antall døgnmiddeloverskridelser. I Bærum, Kristiansand, Oslo og Tromsø er det i tillegg til langsiktige tiltak modellert effekt av forsterkede driftstiltak for å fjerne og binde veistøv, som forhindrer høye døgnmiddelkonsentrasjoner. Det er derfor naturlig at det er i disse kommunene vi ser de største reduksjonene som følge av tiltakspakke 1.

I Harstad og Porsgrunn er det beregnet at et tresifret antall personer fortsatt har flere enn 25 døgnmiddeloverskridelser etter tiltak. I Harstad har vi kun modellert effekten av økt piggfriandel, og det kan derfor være at det er behov for ytterligere tiltak rettet mot høye døgnmiddelnivåer dersom grenseverdien skjerpes til 25 overskridelser. Det samme vil gjelde for Porsgrunn og Skien, der det kun er vedfyringstiltak som er inkludert i tiltakspakke 1.

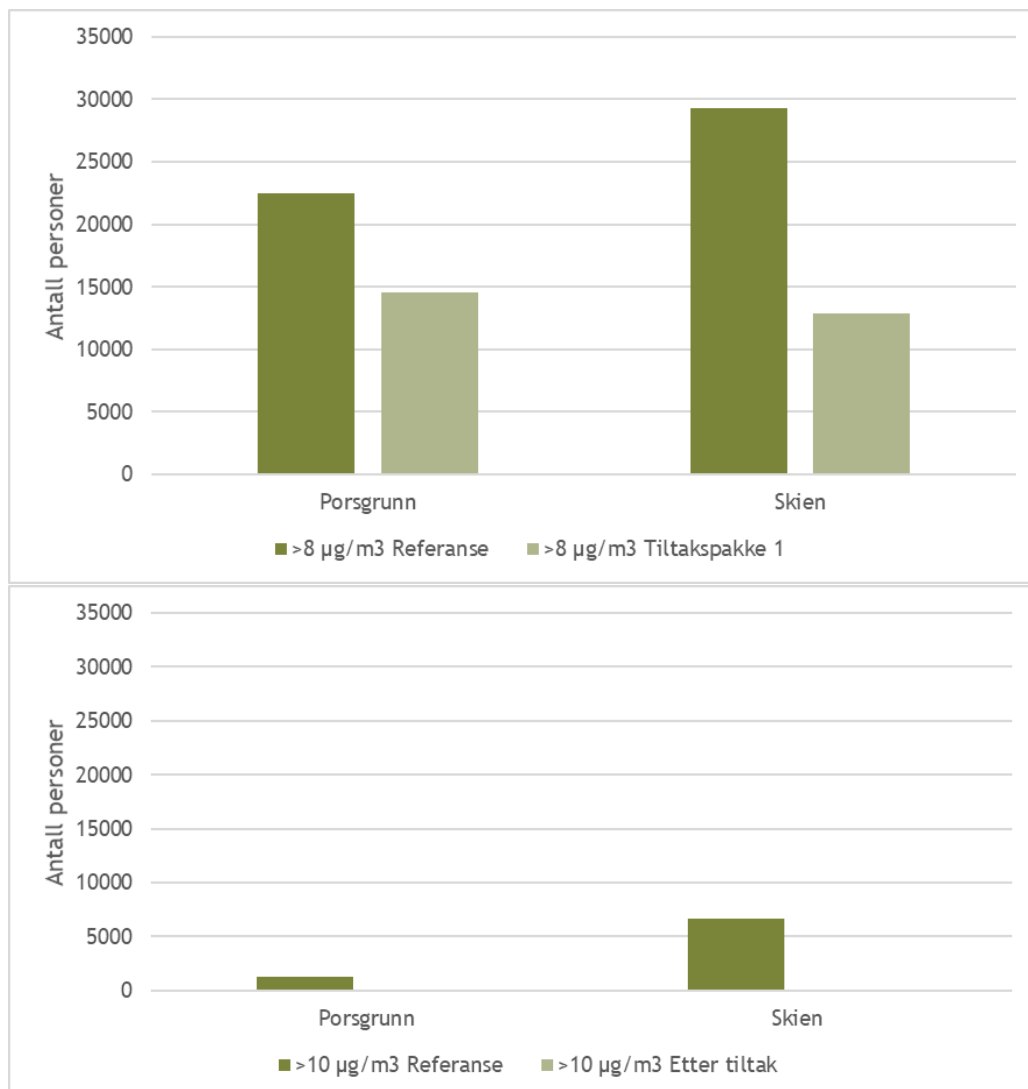


Figur 17 Beregnet antall med mer enn henholdsvis 25 (øverst) og 20 (nederst) overskridelser av døgnmiddelverdier $> 50 \mu\text{g} / PM_{10} m^3$ i 2025 før og etter tiltak.

Årsmiddel PM_{2,5}

For fint svevestøv, PM_{2,5}, har vi kun modellert tiltak i kommunene Porsgrunn og Skien. Det var tre kommuner som ble beregnet å ha årsmiddelnivåer over 10 µg/m³ i referansesituasjonen i 2025, men i den siste av disse tre kommunene gjelder dette 17 personer som er utsatt for høye nivåer av veistøv. Vi vurderte derfor at Porsgrunn og Skien er de eneste kommunene der det er behov for tiltak rettet mot PM_{2,5} for å overholde en lavere grenseverdi. Tiltakspakkene er som beskrevet i kapittel 3.5 rettet mot utslipp fra vedfyring som er den viktigste kilden i tillegg til ikke-lokale bidrag.

Som vist i Figur 18 fører tiltakspakke 1 til at antall personer eksponert for nivåer over 10 µg/m³ reduseres til 0 i begge kommuner. Tiltaket reduserer også antall eksponerte personer for nivåer over nasjonalt mål/luftkvalitetskriteriet, men fremdeles vil betydelige andeler av befolkningen utsettes for disse nivåene etter tiltak. Dette henger sammen med at en stor andel av bidraget til disse nivåene er ikke-lokalt, og dermed ikke mulig å redusere med lokale tiltak mot vedfyring.



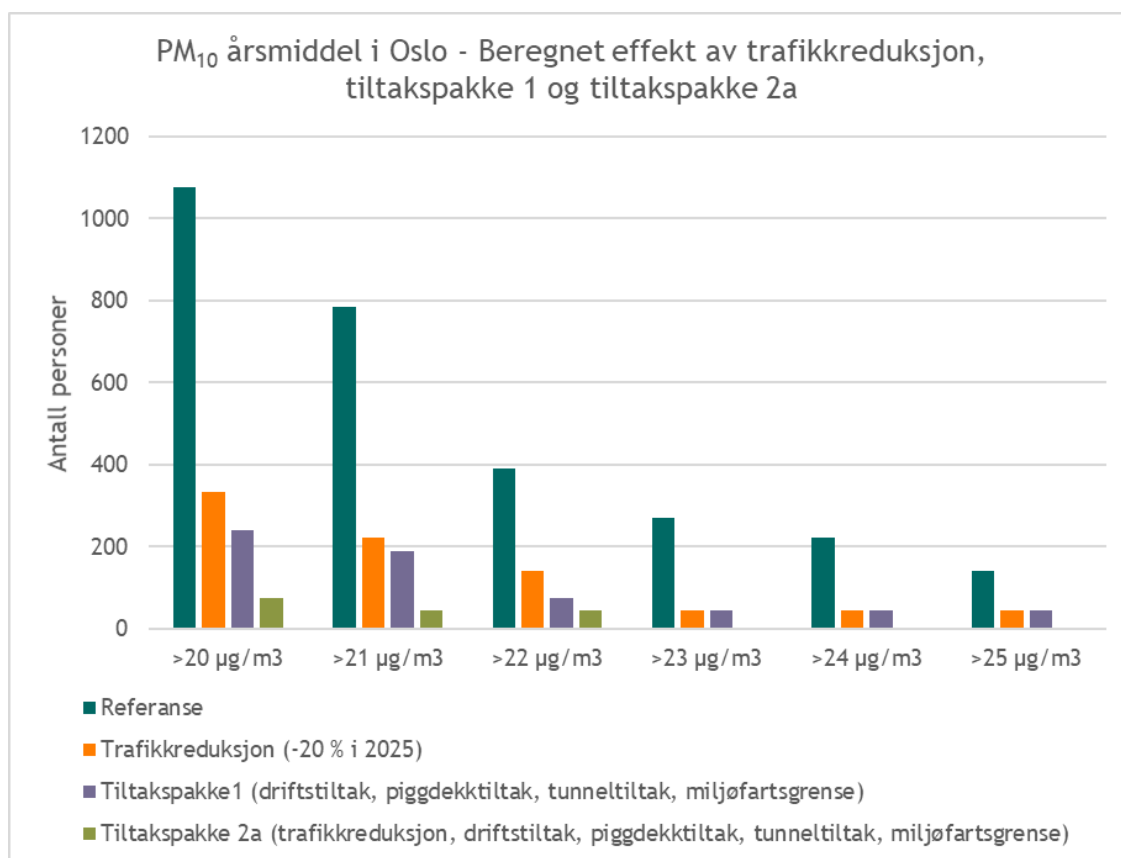
Figur 18 Beregnet antall personer eksponert for nivåer over ulike terskelnivåer av årsmiddel PM_{2,5} i µg/m³ i 2025 før tiltak og etter gjennomføring av tiltakspakke 1. Den øverste figuren viser endringer i antall personer som er eksponert for nivåer over 8 µg/m³, mens den nederste figuren viser endringer i antall personer eksponert for nivåer over 10 µg/m³.

Tiltakspakke 2a og 2b i 2025

Som nevnt i metodekapittel 3.5 er det også beregnet effekt av to mer omfattende tiltakspakker. Tiltakspakke 2a inneholder alle tiltak rettet mot å redusere nivåene av PM_{10} som er vurdert i prosjektet og gjelder utslipp fra veitrafikk, inkludert redusert personbiltrafikk, mens tiltakspakke 2b er rettet mot å redusere nivåene av $PM_{2,5}$ og gjelder utslipp fra vedfyring. Beregningene for tiltakspakke 2a og 2b er kun gjort med en gridruteoppløsning på 100 m x 100 m, i motsetning til 50 m x 50 m som ble brukt for tiltakspakke 1. Resultatene kan derfor ikke sammenlignes direkte med resultatene for tiltakspakke 1 som er presentert tidligere. Detaljerte resultater fra disse tiltakspakkene for alle de ti kommunene er presentert i vedlegg D.1. For å vise forskjellene på tiltakspakke 1 og 2a med denne oppløsningen trekker vi fram resultatene fra to kommuner som eksempel på hva som kan oppnås med ytterligere tiltak.

Årsmiddel PM_{10}

Den tydeligste effekten av tiltakspakke 2a kan sees i Oslo der det er lagt til grunn 20 % reduksjon i personbiltrafikken i perioden 2016-2025 sammenlignet med referansebanen, i tråd med kommunens egne vedtatte mål. Til sammenlikning er det i referansesituasjonen en vekst i personbiltrafikken på 15 %. I Figur 19 vises beregnet antall personer over ulike årsmiddelnivåer av PM_{10} i 2025 for henholdsvis i) referansesituasjonen, ii) tiltaket trafikkreduksjon, iii) tiltakspakke 1 og iv) tiltakspakke 2a i Oslo. Som vist i figuren bidrar tiltaket trafikkreduksjon til ytterligere reduksjoner i årsmidlet PM_{10} når det kombineres med de andre tiltakene rettet mot PM_{10} slik at beregnet antall personer som eksponeres for de ulike årsmiddelnivåene reduseres sammenlignet med tiltakspakke 1.

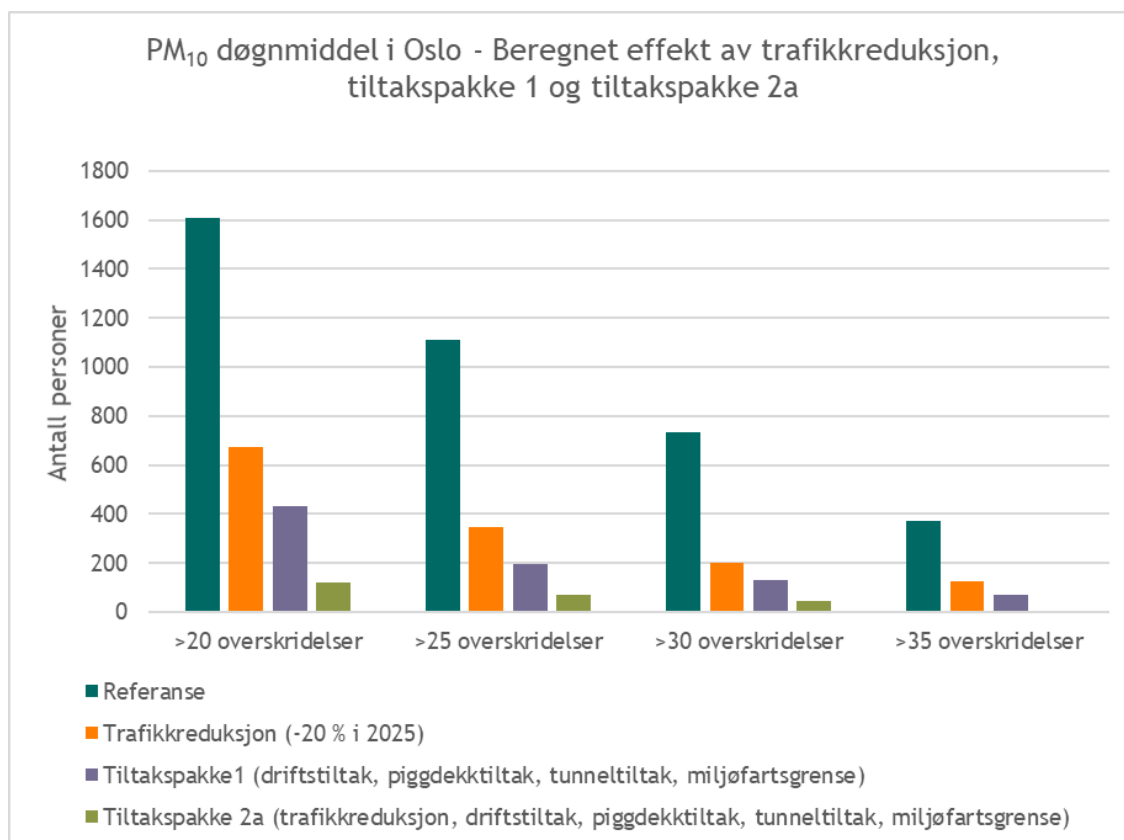


Figur 19 Beregninger av antall personer som eksponeres for ulike årsmiddelnivåer av PM_{10} før og etter tiltak i Oslo. I figuren vises beregninger som er gjort med en gridoppløsning på 100 m x 100 m for henholdsvis referansesituasjonen i 2025 (før tiltak), trafikkreduksjon på 20% i perioden 2016-2025, tiltakspakke 1 og tiltakspakke 2a.

Tilsvarende resultater kan vi se for Bærum, Fredrikstad og Porsgrunn, der det er lagt til grunn nullvekst i personbiltrafikken i tiltakspakke 2a, sammenlignet med en forventning om vekst på 4 - 15% i framskrivingene (se vedlegg D.1). Resultatene fra tiltakspakke 2a viser dermed at kommuner som når egne mål om redusert personbiltrafikk (f.eks. gjennom nullvekstmål) vil måtte gjennomføre færre andre tiltak for å redusere svevestøvnivåene.

Overskridelser av døgnmiddel $50 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{10}$

Tiltakspakke 2a har også god effekt på antall overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien for PM_{10} . Som et eksempel på effekten av tiltakspakke 1 og 2a på antall overskridelser av døgnmiddel $50 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{10}$ viser vi her resultater for Oslo og Harstad. Resultater for alle ti kommuner finnes i vedlegg D.1.

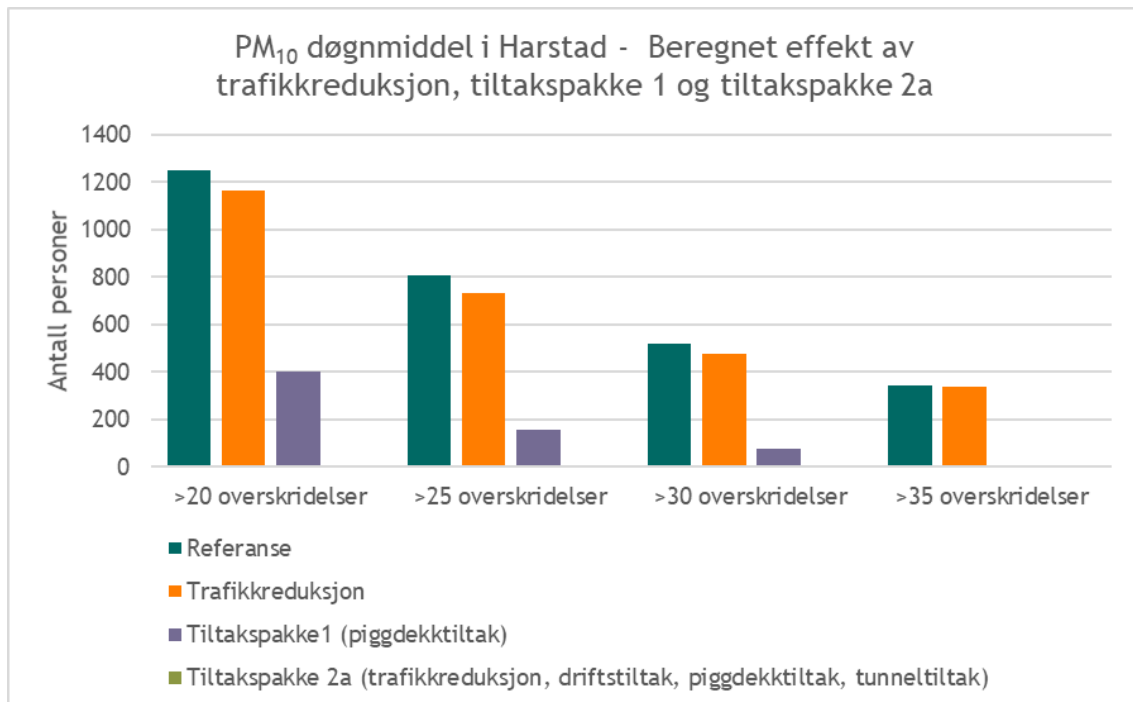


Figur 20 Beregninger av antall personer som er over ulike antall overskridelser av døgnmiddel av PM_{10} $50 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{10}$ før og etter tiltak i Oslo. I figuren vises beregninger som er gjort med en gridoppløsning på 100 m x 100 m for henholdsvis referansesituasjonen i 2025 (før tiltak), trafikkreduksjon på 20% i perioden 2016-2025, tiltakspakke 1 og tiltakspakke 2a.

Som vist i Figur 20 gir tiltakspakke 2a, som også inneholder trafikkreduksjon, ytterligere reduksjoner i antall døgnmiddeloverskridelser og antall personer som er utsatt for mer enn 20 overskridelser sammenlignet med tiltakspakke 1 for Oslo.

Effekten av tiltakspakke 2a er kanskje enda tydeligere for Harstad når det gjelder antall døgnmiddeloverskridelser, ettersom tiltakspakke 1 kun inkluderer tiltak for å øke piggfriandelen. Tiltaket "trafikkreduksjon" har liten effekt for Harstad. Dette er fordi vi har antatt en beskjeden reduksjon i trafikkveksten i Harstad, på 4,5 prosentpoeng sammenlignet med veksten i referansebanen, som er på 6 prosentpoeng i perioden 2016-2025. Som vist i Figur 21 vil det med en kombinasjon av de ulike tiltakene rettet mot å redusere årsmidlet PM_{10} være

mulig å redusere antall personer som er utsatt for både 20 overskridelser og 25 overskridelser av døgnmiddel $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} ned til null.



Figur 21 Beregninger av antall personer som er over ulike antall overskridelser av døgnmiddel av PM_{10} $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} før og etter tiltak i Harstad. I figuren vises beregninger som er gjort med en gridoppløsning på $100 \text{ m} \times 100 \text{ m}$ for henholdsvis referansesituasjonen i 2025 (før tiltak), trafikkreduksjon på 20% i perioden 2016-2025, tiltakspakke 1 og tiltakspakke 2a.

Tilsvarende reduksjoner i antall døgn over $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ observeres for de andre kommunene som ikke har driftstiltak inkludert i tiltakspakke 1, det vil si Bergen, Fredrikstad, Lillehammer, Porsgrunn og Skien. Resultatene for tiltakspakke 2a viser altså at kombinasjonen av driftstiltak og tiltak rettet mot å redusere dannelsen av veistøv (trafikkreduksjon, piggdekk- og tunneltiltak) har god effekt på antall overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien og dermed antall personer som utsettes for disse. Etter tiltak har åtte av ti kommuner ingen personer utsatt for mer enn 25 overskridelser. For de to andre kommunene er det kun et tosifret antall personer som er utsatt for mer enn 25 overskridelser.

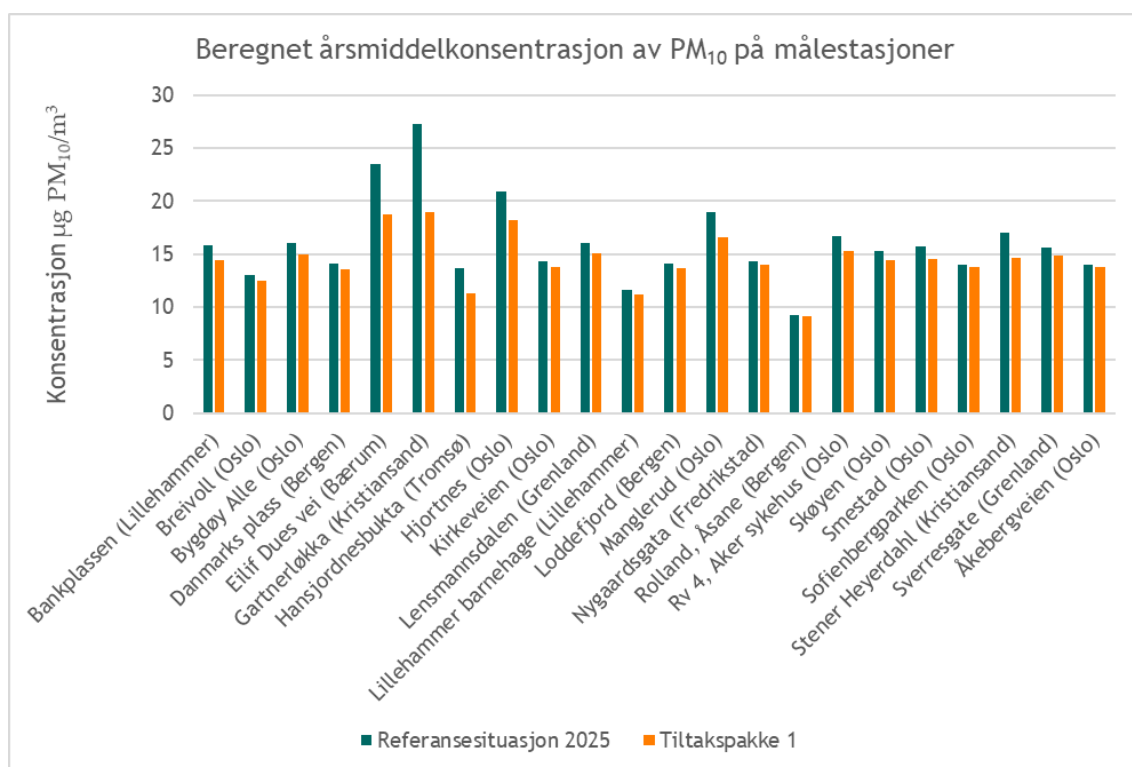
Årsmiddel $\text{PM}_{2,5}$

Tiltakspakke 2b inneholder omfattende tiltak rettet mot utslipp av $\text{PM}_{2,5}$ fra vedfyring. Med disse omfattende reduksjonene i vedfyring er ingen personer i de ti kommunene beregnet eksponert for nivåer over $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ etter tiltak. Denne tiltakspakken vil også redusere antallet eksponerte for nivåer over $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ til null i de ti kommunene, mens antall eksponerte for nivåer over $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ totalt er noe over 10 000 fordelt på Oslo, Porsgrunn, Skien og Bærum, med flest personer i Oslo. Se vedlegg D.1 for en nærmere beskrivelse av resultatene.

4.1.3. Beregninger for målestasjonspunktene

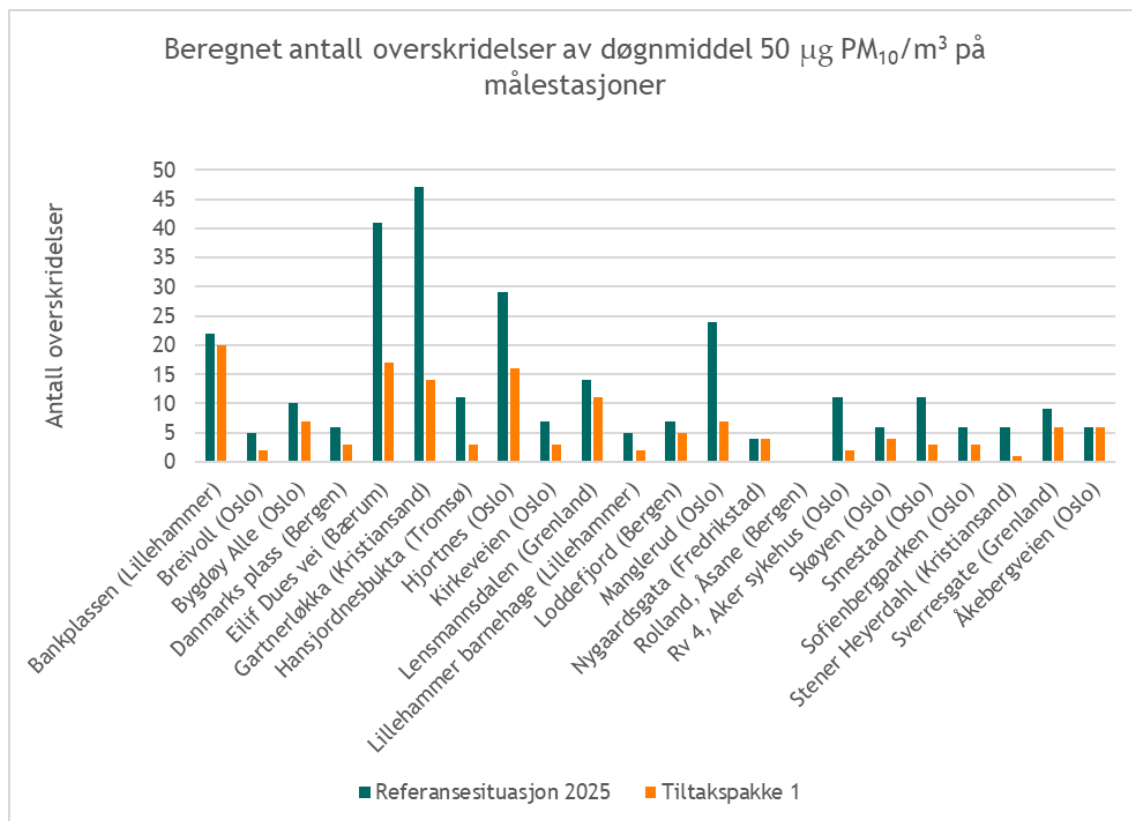
I tillegg til beregning av svevestøvkonsentrasjoner på bostedsadresser, er det i prosjektet også gjort beregninger av hvordan tiltakene påvirker konsentrasjonene på målestasjonene i kommunen. Det er målte verdier på stasjonene som brukes til å vurdere brudd på grenseverdiene. Målestasjonene er ofte plassert nærme utslippskilden, for eksempel nær en stor vei. Målestasjonene er plassert slik at de skal fange opp de potensielt høyeste svevestøvkonsentrasjonene i kommunen, der folk har mulighet til å ferdes og oppholde seg. Mange av målestasjonene ble satt opp før man fikk tilgang på så detaljerte spredningsberegninger som er brukt i dette prosjektet. Derfor er ikke målestasjonene nødvendigvis plassert samme sted som beregningene viser at de høyeste nivåene er. Plasseringen av målestasjoner må også ta hensyn til praktiske forhold som tilgang til strøm o.l. For å kunne se på langsiktig utvikling og trender i luftkvaliteten er det likevel ønskelig at eksisterende målestasjoner blir stående på samme sted.

Som vist i Figur 22 har tiltakspakke 1 god effekt på å redusere gjennomsnittlig årsmiddelkonsentrasjon også på målestasjonspunktene i de ti eksempel kommunene, først og fremst for de målepunktene som har de beregnete høyeste svevestøvkonsentrasjonene i utgangspunktet. Det er ulike tiltak som er innført i de ti kommunene, noe som også kan påvirke beregnet reduksjon på målestasjonspunktene. For eksempel er det i Bærum modellert både miljøfartsgrense, piggdekktiltak og driftstiltak, mens det i Lillehammer kun er modellert piggdekktiltak. Alle målestasjonspunktene er beregnet til å ha svevestøvkonsentrasjoner under luftkvalitetskriteriet/nasjonalt mål, 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ etter tiltak.



Figur 22 Beregnet årsmiddelkonsentrasjon av PM_{10} på målestasjonspunktene før og etter gjennomføring av tiltak fremskrevet til 2025.

Det er også beregnet nedgang i antall døgnmiddeloverskridelser på målestasjonspunktene som følge av tiltakspakke 1. Også her kan vi observere forskjellige effekter på de ulike målestasjonene. Som for årsmiddel PM_{10} skyldes dette at det er ulike tiltak som er lagt til grunn, og som beskrevet i kapittel 3.5.1, er ikke tiltak for å forhindre episoder med høye svevestøvnivåer inkludert for alle kommuner i tiltakspakke 1. Alle målestasjonspunktene er imidlertid beregnet til å ha ≤ 20 overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ etter tiltak.



Figur 23 Beregnet antall overskridelser av døgnmiddel $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ på målestasjonspunktene før og etter gjennomføring av tiltak fremskrevet til 2025.

Det er kun for Porsgrunn og Skien det er modellert tiltak rettet mot å redusere $PM_{2,5}$ -nivåene. I Grenland var det kun én målestasjon for $PM_{2,5}$ i 2016. Konsentrasjonen ved denne målestasjonen er beregnet å reduseres med nesten $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ etter gjennomføring av tiltak for å redusere utslipp fra vedfyring i Porsgrunn og Skien. Målestasjonens plassering er ikke der de høyeste konsentrasjonsnivåene i Grenland er beregnet.

4.2 Nytte/kostnader ved endrede grenseverdier for årsmidlet eksponering

4.2.1 Sykdomsbyrdeberegninger og helsegevinst

Helsegevinsten som følge av redusert eksponering for luftforurensning er den viktigste nyttevirkningen av tiltakene beskrevet ovenfor. Som beskrevet i kapittel 3.6 bruker vi sykdomsbyrdeberegninger for å beregne helsetapsjusterte leveår (DALY). Reduksjonen i DALY som følge av tiltakene benyttes som et mål på helsegevinsten. Denne helsegevinsten verdsettes i henhold til Helsedirektoratets anbefalinger, som beskrevet i kapittel 3.7. Sykdomsbyrdeberegninger er gjennomført for de ti utvalgte kommunene for årsmidlet eksponering for PM_{10} eller $PM_{2,5}$, men ikke for døgnmidlet PM_{10} . Se vedlegg C.1 for en nærmere begrunnelse av dette.

I Tabell 8 vises DALY-estimatene for hver kommune for referansesituasjonen i 2025, inkludert usikkerhetsvinduet basert på 95 % konfidensintervallet i konsentrasjons-responskurven. Usikkerhetsvinduet er gitt i parentes i tabellen. I tillegg vises helsegevinsten som følge av tiltakene, presentert som reduksjon i DALY, altså differansen i den totale sykdomsbyrden for den enkelte kommune mellom referansesituasjonen i 2025 og situasjonen i 2025 med tiltak.

For de åtte kommunene hvor det er gjennomført tiltak for å redusere årsmiddelkonsentrasjonene av PM_{10} , varierer sykdomsbyrden som kan tilskrives eksponering for PM_{10} fra 20 til over 2500 DALY. Det er en god korrelasjon mellom den totale sykdomsbyrden per kommune og innbyggertallet. Det betyr at kommunens totale innbyggertall kan forklare mye av denne variasjonen mellom kommunene.

Når det gjelder sykdomsbyrden som kan tilskrives eksponering for $PM_{2,5}$ er denne kun vist for de to kommunene som hadde for høye nivåer av årsmidlet $PM_{2,5}$. I forhold til innbyggertallet er de totale DALY-estimatene per kommune høyere for $PM_{2,5}$ enn PM_{10} eksponering. Dette skyldes at risikoen for tidlig død som følge av økt eksponering for årsmidlet $PM_{2,5}$ er høyere enn for en tilsvarende økning i årsmidlet PM_{10} -eksponering. Som beskrevet i kapittel 3.6.2, er en økning i $PM_{2,5}$ - og PM_{10} -eksponering på $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ forbundet med en økning i risiko for total dødelighet på henholdsvis 14 og 7 prosent. Forskjellene i Tabell 8 er i samsvar med de innledende analysene der beregningene for årsmidlet $PM_{2,5}$ og PM_{10} ble gjennomført for samme kommune.

Tabell 8 - Oversikt over estimert helsegevinst som følge av gjennomføring av tiltak i de 10 utvalgte kommunene basert på sykdomsbyrdeberegninger. Tabellen viser innbyggertall og DALY-estimatene for hver kommune for referansesituasjonen i 2025. Tall i parentes tilsvarer sykdomsbyrdeestimer for nedre og øvre grense i 95% konfidensintervallet for risikoestimatet. I tillegg vises en oversikt over hvilke tiltak som er inkludert i tiltakspakke 1, antall innbyggere som ble påvirket av tiltaket og helsegevinst i form av reduksjonen i antall DALY mellom referansesituasjonen i 2025 og situasjonen i 2025 med tiltak. Antall innbyggere påvirket av tiltak er beregnet ved å sammenlikne eksponeringsfordelingene for referansesituasjonen i 2025 og situasjonen i 2025 med tiltak, ved å beregne differansen i antall personer i hver eksponeringskategori og summere differansene for alle eksponeringskategoriene som har en reduksjon (dette tilsvarer tallet for alle kategoriene som har en økning). For beskrivelse av sykdomsbyrdeметодик se kapittel 3.6.1. og Vedlegg C.

	Innbyggere (2025)	DALY-estimat (95 % KI)	Tiltak i tiltakspakke 1	Innbyggere påvirket av tiltak	Reduksjon i DALY (95 % KI)
PM₁₀					
Bergen	292 809	626 (171, 1210)	Piggdekktiltak, tunneltiltak	17 144	43 (12, 82)
Bærum	130 893	271 (74, 523)	Piggdekktiltak, miljøfartsgrense, driftstiltak vei	6 999	22 (6, 42)
Fredrikstad	84 710	337 (93, 642)	Piggdekktiltak	5 688	15 (4, 27)
Harstad	25 992	20 (5, 38)	Piggdekktiltak	3 095	8 (2, 16)
Kristiansand	95 738	320 (88, 613)	Piggdekktiltak, driftstiltak vei, tunneltiltak, miljøfartsgrense	14 959	43 (12, 82)
Lillehammer	29 269	33 (9, 63)	Piggdekktiltak	1 762	5 (1, 10)
Oslo	703 169	2 666 (736, 5 092)	Piggdekktiltak, miljøfartsgrense, driftstiltak vei, tunneltiltak	59 633	164 (46, 306)
Tromsø	79 088	73 (20, 142)	Piggdekktiltak, driftstiltak vei, tunneltiltak	9 333	31 (8, 60)
PM_{2,5}					
Porsgrunn	37 732	300 (80, 580)	Vedfyringstiltak 1	7 964	30 (8, 57)
Skien	57 047	428 (113, 831)	Vedfyringstiltak 1	16 429	85 (23, 161)

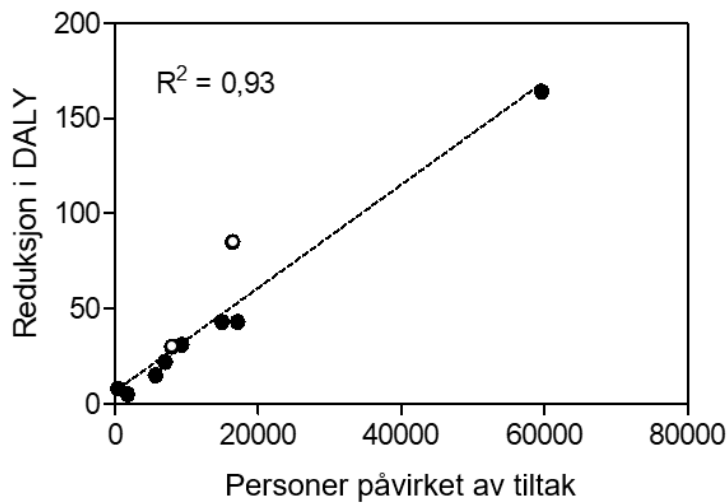
Helsegevinsten av tiltakene i tiltakspakke 1, gitt i form av reduksjonen i DALY, varierte mellom 8 og 164, som vist i høyre del av Tabell 8. For tiltakene som ble inkludert for å redusere årsmidlet PM₁₀ og PM_{2,5} varierte antall personer som var påvirket av tiltaket mellom ca. 1700 og nesten 60 000⁹. Som vist i Figur 24 er det svært god korrelasjon mellom helsegevinsten og antall personer som var påvirket av tiltaket. Det betyr at antall personer som blir påvirket av et tiltak kan forklare mye av variasjonen mellom kommunene.

Bruk av terskelverdi i konsentrasjon-responskurven varierer mellom ulike fagmiljøer, men viser seg å ha stor effekt på sykdomsbyrdeberegninger for luftforurensning. En sensitivitetsanalyse av betydningen av valgt terskelverdi for sykdomsbyrdeberegningene ble derfor gjennomført i denne rapporten (se Vedlegg C.8). Analysen viste at lavere terskelverdi førte til ca. samme helsegevinst som vist i Tabell 8, mens bruk av høyere terskelverdi førte til

⁹ Merk at sykdomsbyrdeberegningene tar høyde for alle personer som påvirkes av tiltak. I motsetning vurderes kun effekten av tiltaket på personer som er over et visst årsmidelnivå, f.eks. 22 eller 20 µg/m³, når luftkvalitetsberegningene benyttes til å vurdere hvorvidt grenseverdien kan innfris i en kommune i kapittel 4.1.

noe lavere eller høyere helsegevinst for tiltak rettet mot henholdsvis PM_{10} eller $PM_{2,5}$. Totalt sett hadde valg av terskelverdi begrenset innflytelse på DALY-differansen (endring i DALY ved innført tiltak), og vi konkluderer derfor med at de gjennomførte beregningene er robuste når det gjelder valg av terskelverdi.

En mer overordnet sensitivitetsanalyse ble også gjennomført for usikkerheten i andre inngangsdata (kurveform, eksponeringsberegninger og grunnlagsdata for helse), samt de viktigste metodologiske forenklingene (se Vedlegg C.8). Denne viste at usikkerhetsintervallet for reduksjonen i sykdomsbyrde ved innført tiltak er robust, både med tanke på usikkerhet i inngangsdata og mulige overestimeringer som følge av metodologiske forenklinger.



Figur 24 Korrelasjonen mellom reduksjon i DALY og antall personer påvirket av tiltak, dvs. antall personer med endret svevestøveksposering i 2025 med tiltak sammenlignet med referansesituasjonen i 2025. Figuren viser hver kommune som ett punkt og en linje som illustrerer den sammenhengen mellom de to størrelsene. De fylte punktene tilsvarer kommuner der det ble gjennomført tiltak mot veitrafikk for å redusere årsmidlet PM_{10} , mens de to punktene med hvitt fyll tilsvarer de to kommunene med tiltak mot vedfyring for å redusere årsmidlet $PM_{2,5}$. I tillegg er R^2 for hele datasettet vist som et mål på hvor god korrelasjonen er. Hvis korrelasjonsanalysen gjennomføres uten vedfyringskommunene er korrelasjonen vesentlig sterkere, med $R^2 = 0,996$.

For å verdsette helsegevinsten, er Helsedirektoratets estimat for verdien av en DALY benyttet, fremskrevet til 2019-kroner som beskrevet i kapittel 3.7. Helsegevinsten målt i antall DALY ble ganget med verdien av en DALY i 2019-kroner for å oppnå prissatte helsegevinster som følge av gjennomføring av tiltak i de 10 utvalgte kommunene. Helsegevinsten for de ti kommunene varierer mellom ca. 7 og 206 millioner 2019-kroner som vist i Tabell 9.

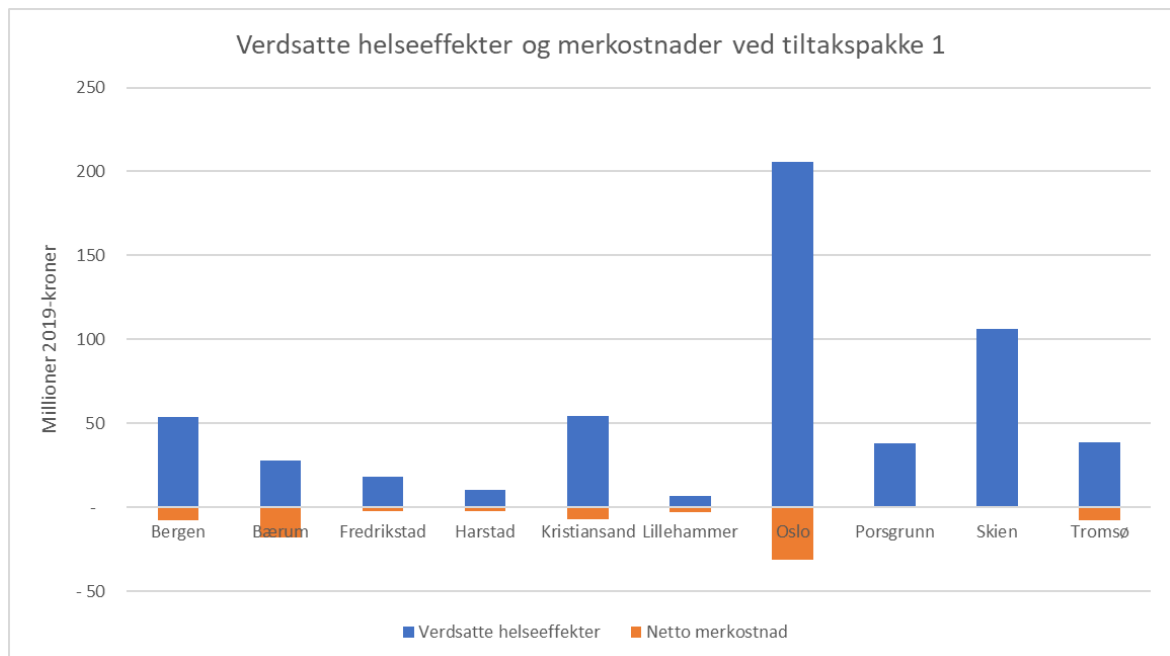
Helsegevinsten som følge av de mer omfattende tiltakspakkene (tiltakspakke 2a og 2b) er høyere enn for tiltakspakke 1, og er vist som reduksjon av DALY og som prissatte helsegevinster i Vedlegg D.3.

Tabell 9 Prissatte estimerte helsegevinster som følge av gjennomføring av tiltak i de 10 utvalgte kommunene basert på sykdomsbyrdeberegninger, med 95 % konfidensintervall i parentes. Tabellen viser de samme reduksjonene som Tabell 8, men uttrykt som millioner 2019-kroner avrundet til nærmeste million.

Kommune	Helsegevinst målt i millioner 2019-kr (95 % KI)
PM₁₀	
Bergen	54 (15, 103)
Bærum	28 (8, 53)
Fredrikstad	18 (5, 34)
Harstad	10 (3, 20)
Kristiansand	54 (15, 102)
Lillehammer	7 (2, 13)
Oslo	206 (58, 383)
Tromsø	39 (11, 75)
PM_{2,5}	
Porsgrunn	38 (10, 72)
Skien	106 (29, 202)

4.2.2 Nytte-kostnadsanalyser

Resultatene av analysen viser at tiltakspakke 1 er samfunnsøkonomisk lønnsom å gjennomføre, både når kommunene vurderes individuelt og når det gjøres en samlet vurdering for alle kommunene.



Figur 25 Verdsatte helsegevinster basert på reduksjoner i DALY (positive tall) sammen med estimerte merkostnader for å gjennomføre tiltakspakke 1 (negative tall). Alle verdier i millioner 2019-kroner.

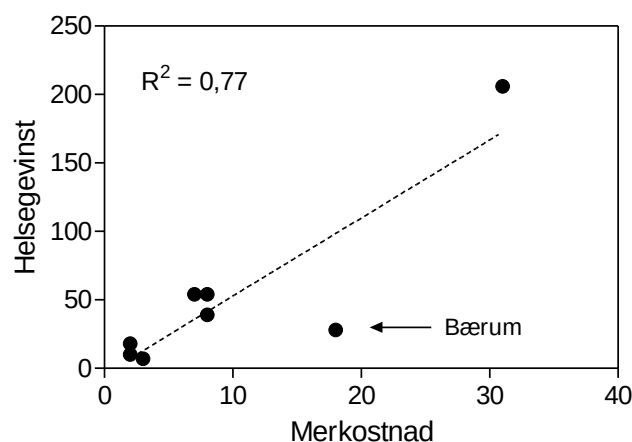
Figur 25 viser de prissatte nytteeffektene i form av verdsatte helsegevinster (reduksjon i DALY) sammen med merkostnadene ved å gjennomføre tiltakene. De blå søylene viser helsegevinsten

for de enkelte kommunene (som vist i Tabell 9), mens de oransje søylene er kostnadene forbundet med å gjennomføre tiltakene. Kostnadene er detaljert beskrevet i vedlegg B.2. Som det fremkommer av figuren vil nytteeffektene ved å gjennomføre tiltakene være større enn kostnadene for alle kommunene. Figuren illustrerer de mest sannsynlige verdiene for helsegevinst og merkostnader, og tilsvarer et totalt estimert samfunnsøkonomisk overskudd på 479 millioner med et usikkerhetsvindu fra 75 til 976 millioner.

Som det fremgår av Figur 25 varierer både størrelsen på nyttevirkningene og kostnadene fra kommune til kommune. Det er flere årsaker til dette, men den viktigste årsaken til variasjonen i helsegevinsten er hvor mange personer som påvirkes av tiltaket som vist i Figur 24 og Tabell 8. Når det gjelder variasjonen i kostnadene reflekterer denne at det er ulike tiltak som er modellert i de ulike kommunene, men også at omfanget av tiltaket varierer fra kommune til kommune. For eksempel kan lengden på veistrekningen for miljøfartsgrense eller driftstiltak variere, eller antallet husstander som fyrer med ved. Dette påvirker både hvor store ressurser som kreves for å gjennomføre tiltakene, og antall personer som får redusert svevestøveksposering som følge av tiltakene.

Skien og Porsgrunn skiller seg ut med store nyttevirkinger og lave kostnader. Dette kommer av at det kun er modellert vedfyringstiltak for disse kommunene. Vedfyringstiltakene er lite kostbare å gjennomføre relativt til driftstiltakene på vei, og de gir god effekt i Skien og Porsgrunn fordi disse kommunene primært har behov for reduksjon av $PM_{2,5}$.

For de resterende åtte kommunene var tiltakene rettet mot veitrafikk, og her var det god korrelasjon mellom helsegevinsten og kostnadene, som vist i Figur 26. Det betyr at størrelsen på kostnaden samvarierer med helsegevinsten i kommunene, og reflekterer antagelig at både kostnader for tiltaket og helsegevinst har sammenheng med antall individer som påvirkes av tiltaket. For Bærum er helsegevinsten per kostnads-krone lavere enn for flere av de andre kommunene. Dette har antakelig sammenheng med lavere befolkningstetthet rundt veiene det modelleres tiltak for i Bærum enn i de andre kommunene.



Figur 26 Korrelasjon mellom helsegevinst og merkostnad for de 8 kommunene med tiltak rettet mot veitrafikk, altså PM_{10} . Figuren viser hver kommune som ett punkt og en linje som illustrerer den sammenhengen mellom de to størrelsene. I tillegg er R^2 vist som et mål på hvor god korrelasjonen er. De to kommunene med vedfyringstiltak skiller seg ut med mye høyere helsegevinst per kostnadskrone, og er derfor ikke inkludert i figuren. Hvis korrelasjonsanalysen gjennomføres uten Bærum er $R^2 = 0,99$.

Kostnadene er uttrykt som nettokostnader. Det innebærer at alle verdsatte nyttevirksomheter som ikke er helsegevinster er inkludert, for eksempel redusert antall ulykker på grunn av redusert fart ved miljøfartsgrense og redusert slitasje på asfalt som følge av redusert bruk av piggdekk. De prissatte kostnadene består av både kostnader med budsjettvirkninger (f.eks. driftskostnader ved økt støvbinding eller elektrisitetskostnader til økt bruk av vifter i tunneler), og kostnader som ikke har direkte budsjettvirkninger (f.eks. tidskostnader ved redusert kjørehastighet på grunn av miljøfartsgrense eller kostnader ved økt ulykkesfrekvens).

I tillegg til de prissatte kostnadene vil det kunne tilkomme andre ikke-prissatte kostnader. Ved for eksempel å måtte bytte ut åpne ildsteder eller eldre vedovner vil brukerne kunne oppleve en ulempe i form av bortfalt "peiskos", og forbruk av tid til å planlegge innkjøp og installasjon av et nytt ildsted, i tillegg til de prissatte kostnadene ved investeringen. Det kan også hende en del eiere verdsetter de eldre ildstedene høyere enn gjennomsnittlig restverdi på eldre ildsted, noe som ikke reflekteres i kalkylen. Et annet eksempel er saltskader på biler og natur som følge av støvbindingstiltakene. Slike ikke-prissatte konsekvenser kan bidra til at kostnadene underestimeres i kalkylen. Nivået på disse kostnadene er imidlertid anslått å være så lavt at det ikke påvirker konklusjonen om samfunnsøkonomisk overskudd ved den modellerte tiltakspakken. Dette illustreres også av sensitivitetsanalysen nedenfor. Når merkostnadene økes med 50 % for å ta høyde for blant annet ikke-prissatte kostnader, er tiltakene fremdeles samfunnsøkonomisk lønnsomme. Ikke-prissatte konsekvenser er nærmere beskrevet i vedlegg B.2.

Sensitivitetsanalyse

For å teste robustheten til resultatene har vi gjennomført sensitivitetsanalyser ved å inkludere øvre og nedre grenser for helsegevinster og merkostnader i vurderingene. Bakgrunnen for dette er at det er relativt stor usikkerhet i mange av inngangsvariablene.

Vi har tatt utgangspunkt i følgende usikkerhetsintervaller:

- Helsegevinster: I tillegg til helsegevinsten basert på det mest sannsynlige DALY-estimatet, som reflekterer gjennomsnittet av risikoestimatet for tidlig død som følge av PM₁₀-eksponering, inkluderes tall basert på nedre og øvre grense i 95% konfidensintervallet for risikoestimatet (tilsvarer tall presentert i parentes i Tabell 8, Tabell 9 og Tabell 10).
- Merkostnader: I tillegg til det mest sannsynlige utfallet er 50 % høyere og 50 % lavere kostnader inkludert.

Sensitivitetsanalysene viser at analysene av samfunnsøkonomisk overskudd er robuste. Helsegevinst fratrukket kostnader ved gjennomføring av tiltakspakke 1, gir positiv lønnsomhet i de fleste kommunene også for den laveste helsegevinsten og den høyeste kostnaden som vist i Tabell 10. De tre kolonnene viser hvordan samfunnsøkonomisk overskudd varierer ved variasjon i kostnad; mest sannsynlige kostnader, samt 50 % lavere og 50 % høyere kostnader. For hvert kostnadsnivå er det for hver kommune oppgitt tall som representerer helsegevinsten basert på middelverdien, og øvre og nedre grense av 95 % konfidensintervallet for sykdomsbyrdeberegningene.

Tabell 10 Sensitivitetsanalyse for samfunnsøkonomisk lønnsomhet av tiltakspakke 1. Overskudd i millioner 2019-kroner (avrundet til nærmeste hele million) ved varierende merkostnader ved tiltakene; de mest sannsynlige merkostnadene for tiltakene (beskrevet i kapittel 3.4) og 50 % reduksjon og økning i merkostnadene. Variasjonen i helsegevinst reflekterer ulike reduksjoner i DALY når sykdomsbyrdeberegningene er basert på middelverdien av risikoestimatet (utenfor parentes) og nedre og øvre grense i 95% konfidensintervallet (venstre og høyre tall i parentes). Alle tallene representerer altså samfunnsøkonomisk lønnsomhet av tiltak, men er basert på ulike tall for kostnader og helsegevinst. Det mest sannsynlige utfallet fremkommer i **fet skrift** i første kolonne, og samsvarer med resultatene som fremkommer i Figur 25, mens de resterende tallene representerer en sensitivitetsanalyse.

Samfunnsøkonomisk overskudd i millioner 2019-kroner.
Sensitivitetsanalyse for endring i merkostnader og endring i helsegevinster.

	Ved mest sannsynlige kostnad (95 % KI)	Ved 50% redusert kostnad (95 % KI)	Ved 50% økt kostnad (95 % KI)
<i>Bergen</i>	46 (7, 95)	50 (11, 99)	42 (3, 90)
<i>Bærum</i>	10 (-10, 35)	19 (-1, 44)	1 (-19, 26)
<i>Fredrikstad</i>	16 (3, 32)	17 (4, 33)	15 (2, 30)
<i>Harstad</i>	8 (1, 17)	9 (2, 18)	6 (-1, 16)
<i>Kristiansand</i>	47 (8, 95)	51 (12, 99)	43 (3, 90)
<i>Lillehammer</i>	4 (-1, 10)	5 (0, 11)	2 (-3, 8)
<i>Oslo</i>	175 (27, 352)	190 (42, 368)	159 (11, 336)
<i>Porsgrunn</i>	38 (10, 71)	38 (10, 71)	37 (10, 71)
<i>Skien</i>	105 (28, 201)	106 (28, 201)	105 (27, 200)
<i>Tromsø</i>	31 (3, 68)	35 (7, 72)	26 (-2, 63)
Totalt	479 (75, 976)	519 (115, 1016)	435 (30, 931)

Det samfunnsøkonomiske overskuddet for de mest sannsynlige kostnadene gir positive tall for 8 av 10 kommuner også når den nederste grensen av 95% konfidensintervallet for helsegevinsten legges til grunn (første kolonne, venstre tall i parentes). Dette innebærer at det vil være samfunnsøkonomisk lønnsomt å gjennomføre de modellerte tiltakene også dersom helsegevinstene skulle være overestimert.

Hvis kostnadene som følge av implementering av tiltak økes med 50 %, er det fortsatt et samfunnsøkonomisk overskudd ved sammenlikning med middelverdien av helsegevinsten (siste kolonne, tall utenfor parentes). Det vil si at dersom kostnadene skulle være betydelig underestimert i den nåværende analysen er det likevel samfunnsøkonomisk lønnsomt å gjennomføre de modellerte tiltakene. Med økte kostnader og den nederste grensen av 95 % konfidensintervallet for helsegevinsten vil tiltakene ikke være lønnsomme i fire av ti kommuner (siste kolonne, venstre tall i parentes). Dette innebærer at ved en kombinasjon av underestimerte kostnader og overestimerte helsegevinster, ville det ikke være lønnsomt å gjennomføre tiltakene i alle kommuner. Vi vurderer dette som et lite sannsynlig scenario, og konkluderer derfor med at resultatene fra sensitivitetsanalysen er i samsvar med analysene av de mest sannsynlige helsegevinster og merkostnader. Dette reflekterer at konklusjonen om at tiltakspakke 1 er samfunnsøkonomisk lønnsom å gjennomføre er robust.

Det er viktig å merke seg at det totale samfunnsøkonomiske overskuddet, som reflekterer summen av de ti kommunene, er positiv med god margin også for 50 % økt kostnad. Selv om disse økte kostnadene ville gi negative omfordelingsvirkninger for en del kommuner, er det totalt estimert samfunnsøkonomisk overskudd på 435 millioner, med et usikkerhetsvindu på 30 til 931 millioner.

Tiltakspakke 2a og 2b

Tiltakspakke 2a innebærer utvidet bruk av tiltak mot veistøv for å redusere PM_{10} -konsentrasjonene. Det har ikke vært mulig å vurdere kostnader for trafikkreduksjonstiltaket da disse kostnadene avhenger sterkt av praktisk implementering. Å beregne dette vil kreve omfattende og kompleks analyse på et detaljnivå som ligger utenfor dette prosjektets rammer. Vi har derfor valgt å legge omtalen av tiltakspakke 2a i vedlegg. Tiltakene som til sammen utgjør tiltakspakke 2a er beskrevet i vedlegg B.2, og de samfunnsøkonomiske beregningene omtales i vedlegg D.3.1.

Tilsynelatende er det samfunnsøkonomiske overskuddet av tiltakspakke 2a, uten kostnader for trafikkreduksjon, omtrent det dobbelte av overskuddet ved tiltakspakke 1. Uten kostnader for trafikkreduksjon overvurderes imidlertid overskuddet av tiltakspakken, og det er ikke grunnlag for å konkludere om samfunnsøkonomisk lønnsomhet for tiltakspakke 2a på bakgrunn av dette estimatet.

Det er likevel verdt å merke seg at redusert trafikk står for en relativt stor del av reduksjonen i svevestøveksposering og følgelig også de prissatte nytteeffektene i flere av kommunene som er inkludert i tiltakspakke 2a. De potensielt store nytteeffektene ved trafikkreduksjon, i form av økte helsevirkninger, er en indikasjon på at det kan være fornuftig å bruke ressurser på dette tiltaket. Trafikkreduksjon kan, i tillegg til effektene på svevestøvkonsentrasjonene, ha andre positive virkninger, som for eksempel reduserte utslipp av klimagasser og bidrag til økt fysisk aktivitet som følge av mer sykling og gange. Kommuner som uansett planlegger trafikkreduksjon kan redusere behovet for gjennomføring av andre tiltak mot svevestøv, som for eksempel miljøfartsgrense, reduksjon av piggdekkandelen eller driftstiltak. Det er imidlertid ikke mulig å fastslå, på det nåværende samfunnsøkonomiske grunnlaget, hvor stor trafikkreduksjonen bør være.

Tiltakspakke 2b innebærer store reduksjoner i vedfyring i eldre ildsteder gjennom fremskyndet overgang til nye ildsteder, elektrisk oppvarming eller varmepumpe for å redusere eksponeringen for $PM_{2,5}$.

Sammenliknet med nyttevirkningene er det små kostnader ved tiltakene for reduserte utslipp fra vedfyring, og tiltakspakke 2b er beregnet å gi et samfunnsøkonomisk overskudd på ca. 1,4 milliarder 2019-kroner med et usikkerhetsvindu på ca. 0,4 til 2,7 milliarder. Det totale samfunnsøkonomiske overskuddet av tiltakspakke 2b, er altså omtrent tre ganger så stort som overskuddet av tiltakspakke 1 (se vedlegg D.3.2). En sensitivitetsanalyse, der kostnadene forbundet med vedfyringstiltakene ble femdoblet, viste en tilsvarende lønnsomhet. Dette reflekterer at vedfyringstiltakene er lite kostbare å gjennomføre.

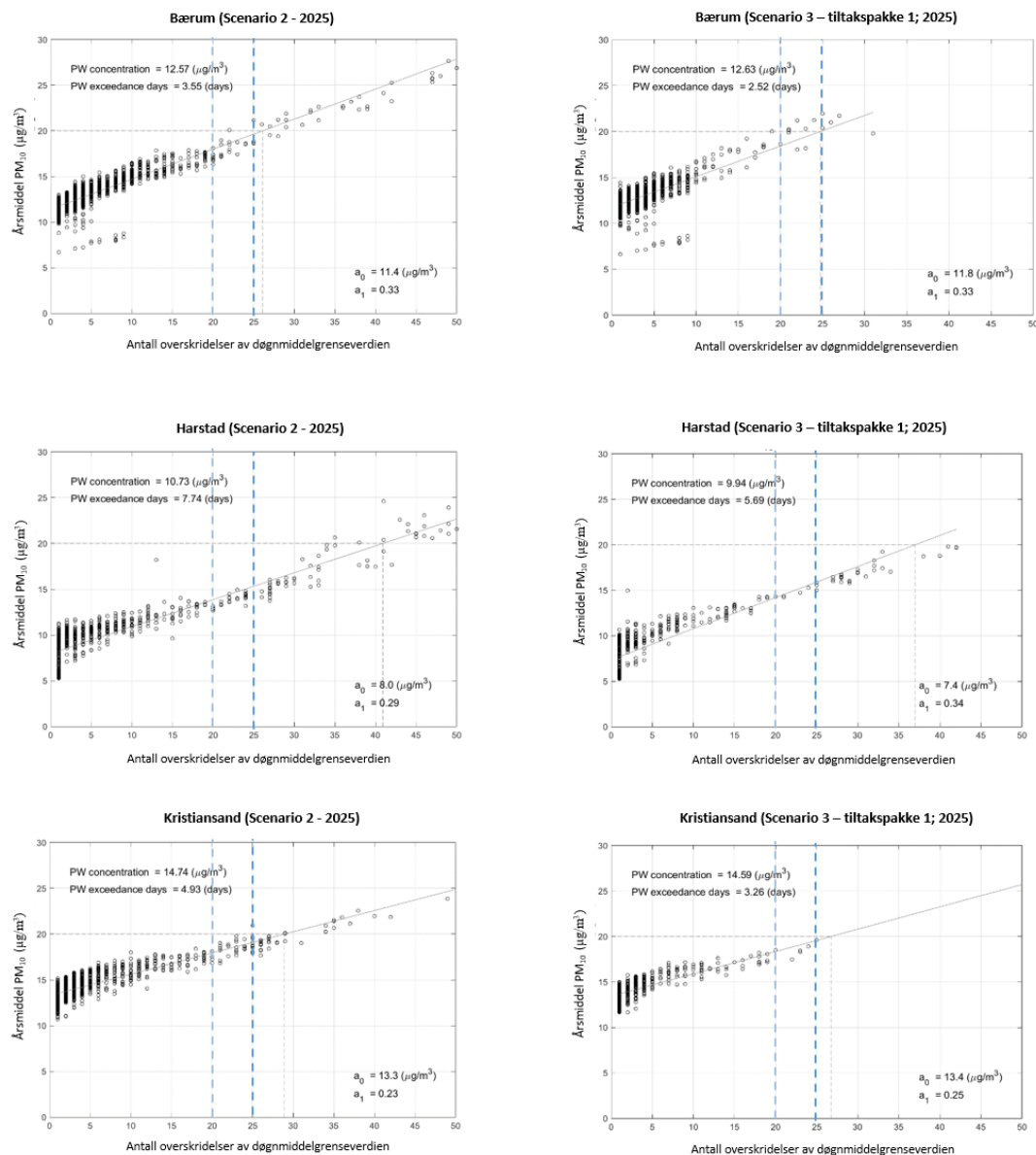
Fordi PM_{10} -størrelsesfraksjonen også inneholder $PM_{2,5}$ kan ikke effektene av tiltakspakke 2b summeres med effektene av tiltakspakke 1 eller 2a, da dette ville ført til dobbelttelling.

4.3 Vurdering av døgnmiddel av PM₁₀

Det er ikke gjort egne beregninger av nytte og kostnader for døgnmidlet PM₁₀. Årsaken til dette er at metodikken for sykdomsbyrdeberegninger ikke er godt egnet for å verdsette helseeffekter knyttet til døgnmidlet eksponering (Vedlegg C.1). De tiltakene som er valgt for å redusere årsmidlet PM₁₀ vil også til en viss grad påvirke nivåene av døgnmidlet PM₁₀. Vi har derfor vurdert hvordan reduksjonen i årsmidlet PM₁₀ påvirker antall overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien i de ti eksempelkommunene, og basert skjerpingen av grenseverdien for døgnmiddel av PM₁₀ på dette.

For å analysere sammenhengen mellom årsmidlet PM₁₀ og antall overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien for modelldataene, benyttes data fra gridrutene med bostedsadresser. Hver sirkel i diagrammene tilsvarer altså en rute på 50 m x 50 m der det bor minst én person, men diagrammene viser ikke antall personer som bor i hver av disse rutene med høyt antall overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien. Dette er beskrevet i kapittel 4.1.2.

I samsvar med dataene fra målestasjoner beskrevet i kapittel 3.8, er det god korrelasjon mellom årsmiddel og antall overskridelser for døgnmiddelgrenseverdien for PM₁₀ også for data fra uEMEP modellen for de ti utvalgte eksempelkommunene. Vi viser fram 3 eksempelkommuner i dette kapittelet, og i vedlegg D.1.3 vises analysen for alle ti kommuner). Når diagrammene sammenliknes for de ti kommunene for referansesituasjonen i 2025 (venstre side i figurene), er det relativt liten forskjell på stigningstallet. Dette stigningstallet reflekterer økningen i antall overskridelser per 1 µg/m³ økning i PM₁₀ årsmiddel, og varierer mellom 0,2 og 0,4, noe som tilsvarer en økning på henholdsvis 2 eller 4 overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien for en 10 µg/m³ økning i PM₁₀ årsmiddel. Det er derimot stor forskjell på skjæringspunktet med y-aksen, som reflekterer den PM₁₀ årsmiddelkonsentrasjonen som tilsvarer null overskridelser. Denne varierer fra 6 til 13 µg/m³. Den største forskjellen mellom kommunene er altså en vertikal parallellforskyvning av linjen med y-aksen.



Figur 33: Sammenhengen mellom årsmiddel og antall døgnmiddeloverskridelser for modellberegningene. Figuren viser data for tre eksempelkommuner, både referansesituasjonen i 25 (til venstre) og for tiltakspakke 1 (til høyre). Tilsvarende figurer for alle de ti utvalgte kommunene er vist i vedlegg D.1.3. De lyse og mørkeblå stiplede vertikale linjene tilsvarer henholdsvis 20 og 25 tillatte overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien. Ny foreslått årsmiddelgrenseverdi på 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ er illustrert med grå stiplet horisontal linje. I tillegg viser hver figur befolkningsvektet konsentrasjon for årsmidlet PM_{10} og befolkningsvektet antall overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien øverst til venstre, mens skjæringspunktet med y-aksen a_0 og stigningstallet a_1 vises nederst til høyre (se tekst for forklaring).

Etter gjennomføring av tiltak er det en vesentlig forskyvning av punktene mot venstre langs korrelasjonslinjen for 7 av de 8 kommunene som gjennomfører tiltak for årsmidlet PM_{10} (høyre vs. venstre diagram). Dette reflekterer at tiltakene som gjennomføres for å redusere årsmidlet PM_{10} også gir en effektiv reduksjon av antall overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien (se også 4.1.2). For de fleste kommunene er nesten alle punkter forskyvnet til venstre for den stiplede mørkeblå linjen som markerer 25 overskridelser. Unntakene er Harstad, Porsgrunn og Skien. I Harstad er det fortsatt en god del punkter til høyre for mørkeblå stiplede linjene også

etter tiltak. For Porsgrunn og Skien bekrefter diagrammene at vedfyringstiltakene i tiltakspakke 1 i praksis fører til liten endring i antall døgnmiddeloverskridelser.

Tiltakene for å redusere årsmidlet PM_{10} fører til at under 30 personer i hver kommune har mer enn 25 overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien (se Figur 17, kapittel 4.1.2), med unntak av Harstad og Oslo, der det er henholdsvis ca. 10 og ca. 60 personer som har mer enn 25 overskridelser. Ved gjennomføring av mer omfattende tiltak (tiltakspakke 2a), vil antallet personer med mer enn 25 overskridelser i disse to kommunene kunne reduseres vesentlig (Figur 20 og 21 i kapittel 4.1.2).

Når det gjelder antall personer med mer 20 overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien, vist med lyseblå stiplet linje i Figur 33 og vedlegg D.1.3, er det flere kommuner som har punkter til høyre for linjen etter gjennomføring av tiltak for årsmidlet PM_{10} . Antallet personer med mer enn 20 overskridelser er over 50 for 5 av de 8 kommunene hvor tiltak for å redusere årsmidlet PM_{10} er modellert (se figur 17 i kapittel 4.1.2). For de 8 kommunene er totalt antall personer med mer enn 20 overskridelser ca. 650, mens det tilsvarende tallet er ca. 250 for 25 overskridelser.

I modellberegningene for dagens målestasjoner, har alle målestasjonene under 25 overskridelser etter tiltakspakke 1 (Figur 23, kapittel 4.1.3). Dette inkluderer ti målestasjoner i Oslo, men ingen i Harstad, der målestasjonen ble opprettet etter 2016. Målestasjonspunktet med høyest antall beregnede overskridelser av døgnmiddelgrensen har 20 overskridelser.

Resultatene fra luftkvalitetsberegningene viser at det er mulig å oppnå 25 overskridelser av døgnmiddelnivået på $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ved å gjennomføre tiltak for å redusere årsmidlet PM_{10} . For å oppnå 20 overskridelser vil det derimot være behov for gjennomføring av tiltak spesifikt rettet mot reduksjon av døgnmidlet PM_{10} i 5 av 8 eksempelkommuner med tiltak mot årsmidlet PM_{10} . I tillegg vil det være behov for gjennomføring av spesifikke døgnmiddeltiltak for å oppnå både 25 og 20 overskridelse i de to kommunene som kun har tiltak mot årsmidlet $PM_{2,5}$.

5. Diskusjon

5.1. Forslag til nye grenseverdier/anbefaling

Nye grenseverdier skal vurderes basert på samfunnsøkonomisk lønnsomhet og hvorvidt tiltak for å redusere nivåene er effektive og gjennomførbare. Fordi problemene med luftforurensning er lokale, ble det vurdert som lite hensiktsmessig å utrede generelle tiltak med lik effekt over hele landet. Arbeidsgruppen har derfor valgt ut ti kommuner for nærmere analyser. Kommunene er valgt fordi luftkvalitetsberegningene viste at de kan forvente å ha problemer med å overholde nye strengere grenseverdier, i tillegg er det lagt vekt på at utvalget av kommuner representerer ulike befolkningstall, kildesammensetninger og geografisk spredning.

Ved hjelp av luftkvalitetsberegninger har vi kunnet estimere hvilken effekt ulike tiltak vil ha på befolkningseksposering. Dette har vært benyttet til å vurdere om grenseverdien kan innfris ved gjennomføring av tiltak. Det er viktig å merke seg at kun et utvalg av tiltak er vurdert i rapporten, for å demonstrere at det er mulig å innfri de foreslåtte grenseverdiene ved gjennomføring av tiltak. Kommunene står selv fritt til å velge hvilke tiltak de ønsker å gjennomføre for å innfri nye lavere grenseverdier. Svevestøvnivåene kan også variere fra år til år avhengig av meteorologiske forhold og utslippsnivåer, noe som kan gjøre at behovet for tiltak i kommunene er større eller mindre enn det vi har lagt til grunn.

Befolkningseksposeringen basert på luftkvalitetsberegningene er videre benyttet i sykdomsbyrdeberegninger for å estimere helsegevinster. Disse helsegevinstene er verdsatt og vurdert opp mot samfunnsøkonomiske kostnader ved gjennomføring av tiltak. Arbeidsgruppa har i analysen vurdert ulike sammensetninger av tiltak. Tiltakspakke 1 er de tiltakene vi anser som tilstrekkelige for å redusere svevestøvnivåene ned til nye grenseverdier, mens tiltakspakke 2a og 2b er mer omfattende tiltakspakker rettet mot henholdsvis veitrafikk og vedfyring. Tiltakspakke 2a og 2b er inkludert for å undersøke hvor lave svevestøvnivåer det er mulig å oppnå ved bruk av kraftigere tiltak.

Både eksponeringsberegninger, helsegevinster og tiltakskostnader er basert på en rekke forutsetninger, som alle bidrar til usikkerhet i resultatene. Når det gjelder usikkerheten i eksponeringsberegningene, er denne anslått til 10 % for årsmiddelverdiene basert på en sammenligning mellom modellberegninger og data fra målestasjonene. Dette påvirker beregnet antall personer som er utsatt for de ulike svevestøvnivåene. For å begrense rapportens omfang er vurderingene her kun basert på eksponeringsberegningene uten 10% usikkerhet. Sensitivitetsanalyser for sykdomsbyrdeberegningene viser at usikkerhetsintervallet for reduksjonen i sykdomsbyrde ved gjennomføring av tiltak er robust, både med tanke på usikkerhet i inngangsdata og mulige overestimeringer som følge av metodologiske forenklinger (vedlegg C.8).

Når det gjelder den samfunnsøkonomiske lønnsomheten, tar beregningene høyde for usikkerhet i de estimerte helsegevinstene og opptil 50 % avvik i tiltakskostnader. Selv ved 50 % økte tiltakskostnader og minimum estimert helsegevinst, vil tiltakspakke 1 være samfunnsøkonomisk lønnsom i flertallet av eksempelkommunene. Sensitivitetsanalysen viser dermed at vurderingen

av den samfunnsøkonomiske lønnsomheten av tiltakene er robust, både med tanke på en eventuell underestimert kostnader og overestimert helsegevinst.

Eksponeringsberegningene for eksempelkommunene benyttes altså både til å vurdere om det er mulig å innfri grenseverdiene som foreslås, ved å vurdere antall overskridelser etter tiltak, og i sykdomsbyrdeberegningene for å vurdere helsegevinsten av tiltak. Selv om tiltakspakkene vil føre til en reduksjon i antall personer som utsettes for overskridelser av grenseverdiene, er det vesentlig flere som vil få en generell forbedring i luftkvalitet ved sitt bosted som følge av tiltakene. For eksempel, vil gjennomføring av tiltakspakke 1 i Oslo føre til at ca. 200 færre personer utsettes for årsmiddelnivåer over $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, men nesten 60 000 personer vil få redusert eksponering for årsmidlet PM_{10} . Dette illustrerer at grenseverdiene ikke bare er et virkemiddel for å kutte toppene, men at tiltakene som må gjennomføres påvirker langt flere enn bare de som utsettes for de høyeste nivåene. Grenseverdier ser altså ut til å være et effektivt virkemiddel for å bedre luftkvaliteten for store deler av befolkningen.

For grenseverdien for døgnmiddel av PM_{10} har det ikke vært mulig å gjøre samfunnsøkonomiske vurderinger, fordi metodikken for sykdomsbyrdeberegninger ikke er godt egnet for å verdsette helseeffekter knyttet til døgnmidlet eksponering (Vedlegg C.1).

5.1.1. PM_{10} årsmiddel

Arbeidsgruppen anbefaler at grenseverdien for årsmiddel PM_{10} skjerpes fra den gjeldende grenseverdien på $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ til $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Svevestøvnivåene har vært nedadgående i flere kommuner siden den forrige gjennomgangen av grenseverdiene i 2013, og etter 2014 har det ikke vært noen brudd på grenseverdien for PM_{10} årsmiddel på $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dette henger i stor grad sammen med at kommunene har gjennomført tiltak for å redusere nivåene. Selv om det har vært noen kommuner som har hatt årsmiddelnivåer over $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de siste årene (se kapittel 2), var dette hovedsakelig i 2013 og 2014. Arbeidsgruppen har derfor tatt utgangspunkt i forslaget i M-129 fra 2014 om å senke grenseverdien til $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$, i tillegg har vi sett på mulighetene for å senke grenseverdien til $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, som vil være i tråd med luftkvalitetskriteriet og det nasjonale målet.

Av de i alt 422 kommunene¹⁰ i analysen er det beregnet at det i 2025 vil være 24 kommuner med innbyggere eksponert for nivåer over $22 \mu\text{g PM}_{10}/\text{m}^3$, og 29 kommuner med eksponeringer over $20 \mu\text{g PM}_{10}/\text{m}^3$. Altså viser beregningene at det for de aller fleste kommunene i landet sannsynligvis ikke vil være nødvendig å gjennomføre tiltak for å overholde en ny grenseverdi på 20 eller $22 \mu\text{g PM}_{10}/\text{m}^3$.

Den samfunnsøkonomiske analysen viser at de utredede tiltakene er lønnsomme. Størrelsen på nyttevirkningene og kostnadene varierer fra kommune til kommune. Det er flere årsaker til dette, men den viktigste årsaken til variasjonen i helsegevinsten er hvor mange personer som påvirkes av tiltaket. Når det gjelder variasjonen i kostnadene reflekterer denne at det er ulike tiltak som er modellert i de ulike kommunene, men også at omfanget av tiltaket varierer fra

¹⁰ Analysen har tatt utgangspunkt i kommuneinndelingen fra 2016.

kommune til kommune. For eksempel kan lengden på veistrekningen for miljøfartsgrense eller driftstiltak variere. For tiltakene rettet mot veitrafikk, var det svært god korrelasjon mellom helsegevinsten og tiltakskostnadene. Det betyr at størrelsen på kostnaden samvarierer med helsegevinsten i kommunene, og reflekterer antagelig at både kostnader for tiltaket og helsegevinst har sammenheng med antall individer som påvirkes av tiltaket.

Eksponeringsberegningene viste at nærmere 400 personer i de ti kommunene ville eksponeres for nivåer over $22 \mu\text{g PM}_{10}/\text{m}^3$ i 2025. Etter tiltak reduseres dette til totalt 30 for alle de ti kommunene, og 6 av 10 kommuner har ingen gjenværende personer utsatt for nivåer over $22 \mu\text{g PM}_{10}/\text{m}^3$. Tilsvarende er det beregnet at litt over 1000 personer eksponeres for nivåer over $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i 2025, men dette reduseres til totalt 100 personer fordelt over de ti kommunene etter tiltak. Én kommune har nesten 50 personer som beregnes å være eksponert for nivåer over $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ etter tiltakspakke 1. Beregninger for målestasjonspunktene i de ti utvalgte kommunene viser at tiltakspakke 1 bidrar til å redusere årsmiddelnivåene under $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Basert på disse resultatene vurderer arbeidsgruppen tiltakene som effektive til å redusere årsmiddelnivåene til under $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Som det framgår av beregningene kan det fortsatt være en liten andel av befolkningen i enkelte kommuner som eksponeres for dette nivået etter tiltak. Det kan være nødvendig å gjennomføre enda mer spesifikke lokale tiltak rettet mot disse befolkningsgruppene som vi ikke har hatt anledning til å vurdere her.

Alle de utredede tiltakene er kjente tiltak for å redusere PM_{10} -nivåene, og flere kommuner har allerede tatt i bruk ett eller flere av disse tiltakene. Tiltakene reduserer dannelsen og spredningen av veistøv, som er hovedkilden til høye PM_{10} -nivåer. Arbeidsgruppa har skalert tiltakene for hver enkelt kommune basert på hva vi mener er realistisk og nødvendig med tanke på lokale forhold og framtidig utvikling i for eksempel piggdekkbruk og trafikk. Hvilke og hvor store tiltak som må gjennomføres ved en skjerping av grenseverdiene til 20 eller $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ varierer mellom kommunene, og vil også kunne variere fra år til år avhengig av meteorologiske forhold eller utslippsnivåer.

I prosjektet har vi også modellert effekten av en mer omfattende tiltakspakke 2a som inkluderer flere tiltak mot utslipp knyttet til veitrafikk. Siden denne tiltakspakken inkluderer tiltak for å redusere personbiltrafikk eller begrense veksten i personbiltrafikk, har vi ikke hatt mulighet til å anslå merkostnader for denne tiltakspakken. Dermed ble det ikke gjort en samfunnsøkonomisk analyse av tiltakspakke 2a. Det er likevel verdt å merke seg at redusert trafikk står for en relativt stor del av reduksjonen i svevestøveksponering i denne tiltakspakken for enkelte kommuner, og følgelig også de prissatte helsegevinstene. Kommuner som gjennomfører trafikkreduksjon kan derfor redusere behovet for gjennomføring av andre tiltak mot svevestøv. I tillegg kan trafikkreduksjon ha andre positive virkninger enn redusert svevestøveksponering, som for eksempel reduserte utslipp av klimagasser, og økt fysisk aktivitet som følge av mer sykling og gange.

For å utløse enkelte av tiltakene som er lagt til grunn i dette prosjektet, vil det kreves forsterket virkemiddelbruk. For eksempel har vi forutsatt en betydelig økning i piggfriandelen i flere kommuner, og antar det er sannsynlig at kommuner vil bruke piggdekkgebyr for å øke piggfriandelen. Basert på erfaringene fra byer som allerede har innført piggdekkgebyr (Stavanger, Oslo, Bergen og Trondheim), antar vi at det er realistisk å oppnå de piggfriandelene som er lagt til grunn i tiltaket.

Basert på vurderingen av gjennomførbarheten og effektiviteten til de utvalgte tiltakene og de samfunnsøkonomiske analysene anbefaler arbeidsgruppen at grenseverdien for årsmiddel PM_{10} skjerpes fra den gjeldende grenseverdien på $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ til $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

5.1.2. PM_{10} døgnmiddel

Arbeidsgruppen anbefaler at grenseverdien for døgnmiddel PM_{10} skjerpes. Antall tillatte overskridelser av døgnmiddelnivået på $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bør reduseres fra 30 til 25.

Grenseverdi for døgnmiddelkonsentrasjon av PM_{10} er på $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, der 30 overskridelser er tillatt per år i dagens forskrift. Arbeidsgruppen har ikke vurdert om døgnmiddelkonsentrasjonen for PM_{10} bør senkes, for eksempel til $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, som er luftkvalitetskriteriet. Bakgrunnen for dette er at vi ikke har kunnet gjøres samfunnsøkonomiske vurderinger for døgnmidlet PM_{10} , men kun har vurdert hvordan reduksjonen i årsmidlet PM_{10} påvirker antall overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien. Å redusere antall overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien kan også være et virkemiddel for å oppnå årsmiddelgrenseverdien.

Av de i alt 422 kommunene i analysen er det beregnet at det i 2025 vil være 38 kommuner med innbyggere som er utsatt for over 25 overskridelser av døgnmiddelnivå på $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, og 51 kommuner med innbyggere over 20 overskridelser. Altså viser beregningene at det for de aller fleste kommunene i landet sannsynligvis ikke vil være nødvendig å gjennomføre tiltak for å overholde en ny grenseverdi på 25 overskridelser.

Som for årsmiddel av PM_{10} , viste luftkvalitetsberegningene at det fortsatt kan være en liten andel av befolkningen i en kommune som eksponeres for mer enn 25 døgnmiddeloverskridelser også etter tiltakene rettet mot å redusere årsmidlet PM_{10} . I de fleste kommunene var det under 30 personer med mer enn 25 overskridelser i modellberegningene. For de to kommunene med over 30 personer med mer enn 25 overskridelser viste den mer omfattende tiltakspakken (tiltakspakke 2a) at ytterligere reduksjon kunne oppnås ved mer omfattende tiltak rettet mot årsmidlet PM_{10} . For dagens målestasjoner viste modellberegningene at alle stasjonene vil ha færre enn 25 overskridelser etter gjennomføring av tiltak for å redusere årsmidlet PM_{10} . Totalt sett viser modellberegningene at det kan være nødvendig å gjennomføre spesifikke lokale tiltak rettet mot døgnmidlet PM_{10} i noen kommuner for å klare 25 overskridelser, men for de fleste kommunene vil det være tilstrekkelig med tiltakene for å redusere årsmidlet PM_{10} . For å oppnå 20 overskridelser vil det derimot være behov for gjennomføring av tiltak spesifikt rettet mot reduksjon av døgnmidlet PM_{10} i de fleste eksempelkommunene.

Når det gjelder beregning av konsentrasjoner av årsmidlet PM_{10} og $PM_{2,5}$, er usikkerheten i uEMEP modellen anslått å være rundt 10 % (kapittel 3.1.4). Det vil imidlertid være vesentlig større usikkerhet knyttet til beregningene av døgnmiddelkonsentrasjoner enn for de tilsvarende årsmiddelkonsentrasjonene. En medvirkende årsak til dette er dag-til-dag variasjoner i kildeutslipp som man ikke kan ta høyde for i modellen. Målestasjonsdata reflekterer derimot slike dag-til-dag variasjoner, både når det gjelder trafikk tetthet og andre kilder som er viktige for døgnmidlet PM_{10} . Det kan derfor være nyttig å støtte seg på måledata når det gjelder å vurdere hvorvidt det er mulig for kommunene å innfri et lavere antall tillatte overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien. Historiske måledata viser at når årsmiddelverdien var under $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ var antallet døgnmiddeloverskridelser under 25 for alle målepunktene unntatt i fire av

totalt 162 observasjoner (kapittel 3.8). Dermed støtter disse dataene også at det er gjennomførbart for kommunene å senke antallet tillatte overskridelser til 25.

Nye grenseverdier skal ta hensyn til hva som er samfunnsøkonomisk lønnsomt og praktisk mulig å gjennomføre. Tiltakene i tiltakspakke 1, satt sammen for å redusere årsmidlet PM_{10} , ble vurdert til å være samfunnsøkonomisk lønnsomme. Siden disse tiltakene også fører til en reduksjon av personer med mer enn 25 overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien, viser resultatene at en skjerping av grenseverdien til 25 'følger med på kjøpet' når tiltak for å redusere årsmidlet PM_{10} gjennomføres. Derfor mener vi at det ikke er nødvendig med egne samfunnsøkonomiske vurderinger for døgnmidlet PM_{10} for å foreslå denne skjerpingen.

I en nylig litteraturgjennomgang konkluderte FHI med at selv svært lave konsentrasjoner av døgnmidlet PM_{10} var forbundet med økt risiko for tidlig død (Bølling m.fl. under utarbeidelse). Dette gjenspeiles også i luftkvalitetskriteriet for døgnmidlet PM_{10} , som er på $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ uten overskridelser. Fra et helsemessig perspektiv kan det altså argumenteres for både lavere grenseverdi og sterk reduksjon i antall overskridelser. Dette reflekteres også i varslingsklassene i Luftkvalitet i Norge¹¹, der nivåer fra 30 til $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ av døgnmidlet PM_{10} betegnes som moderat helserisiko, mens nivåer over $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ betegnes som betydelig helserisiko.

Luftkvalitetskriteriene for døgnmidlet PM_{10} , som kun er vurdert ut ifra helserisiko, er altså vesentlig lavere enn den foreslåtte moderate skjerpingen av grenseverdien. Årsaken til dette er at grenseverdiene vi anbefaler i dette prosjektet også skal være samfunnsøkonomisk lønnsomme og gjennomførbare. Siden det ikke var mulig å gjennomføre egne samfunnsøkonomiske vurderinger for døgnmidlet PM_{10} , var det i dette prosjektet kun mulig å foreslå en moderat skjerping av denne grenseverdien basert på de samfunnsøkonomiske vurderingene for årsmidlet PM_{10} .

Arbeidsgruppa anbefaler at denne grenseverdien vurderes på nytt når metodikk for verdsetting av helseeffekter av døgnmidlet eksponering for PM_{10} er etablert. Før en ny vurdering gjennomføres, er det også ønskelig med en utredning av overførbarheten av Trondheims tiltaksregime til andre kommuner (se kapittel 3.4). Dette fordi erfaring og resultater fra arbeidet som gjøres med strakstiltak mot PM_{10} i Trondheim kommune tyder på at det er mulig å redusere antall døgnmiddeloverskridelser til et ensifret tall også i store norske byer.

Ut ifra en helhetsvurdering anbefaler arbeidsgruppen at grenseverdien for døgnmiddel PM_{10} skjerpes. Antall tillatte overskridelser av nivået på $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som døgnmiddel bør reduseres fra 30 til 25 tillatte overskridelser.

5.1.3. $PM_{2,5}$ årsmiddel

Arbeidsgruppen anbefaler at grenseverdien for årsmiddel $PM_{2,5}$ skjerpes fra den gjeldende grenseverdien på $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ til $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Forrige gang grenseverdiene for fint svevestøv ble vurdert, anbefalte arbeidsgruppen å senke årsmiddelgrensen for $PM_{2,5}$ til $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ fra 2020. Resultatene fra framskrivningen til 2025 i

¹¹ <https://luftkvalitet.miljostatus.no/artikkel/613>

denne rapporten viser at kun to kommuner er beregnet å ha nivåer av $PM_{2,5}$ over $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$. En ytterligere skjerping av grenseverdien for $PM_{2,5}$ i forhold til det som ble anbefalt i forrige utredning, nærmere bestemt til $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ble derfor også vurdert. I tillegg har vi vurdert luftkvalitetskriteriet på $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som en nedre grense for hvor langt ned det er mulig å skjerpe grenseverdien.

Ifølge våre luftkvalitetsberegninger er det i 2025 3 av 423 kommuner som beregnes å ha innbyggere eksponert for årsmiddelnivåer over $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Det er 15 kommuner som beregnes å ha innbyggere eksponert for årsmiddelnivåer over nasjonalt mål og luftkvalitetskriteriet på $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$, sju av disse kommunene hadde et fire- eller femsifret antall personer med nivåer over $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Den samfunnsøkonomiske analysen viser at også tiltakene utredet for å redusere vedfyring er lønnsomme. Det var totalt sett svært god korrelasjon mellom helsegevinsten og antall personer som er påvirket av tiltak både mot vedfyring og veistøv. Når det gjaldt tiltakskostnader er det derimot mye lavere samfunnsøkonomiske kostnader knyttet til vedfyringstiltakene. Dermed var helsegevinsten per tiltaks-krone vesentlig høyere for vedfyring enn for veistøv. Som for veistøv viste sensitivitetsanalysen for de samfunnsøkonomiske vurderingene at disse er robuste, både med tanke på en eventuell underestimering av kostnader og overestimering av helsegevinsten.

I sensitivitetsanalyser for den mer omfattende tiltakspakken for vedfyring, tiltakspakke 2b, ble en femdobling av merkostnadene også vurdert. Bakgrunnen for dette var at merkostnader for vedfyringstiltakene er forholdsvis lave, og vi antar at det er sannsynlig at merkostnadene er underestimert på grunn av ikke-prissatte kostnader som preferanser for vedovn som varmekilde. Disse sensitivitetsanalysene viste at også for fem ganger så høye kostnader og den nederste grensen av usikkerhetsintervallet for helsegevinsten var denne tiltakspakken lønnsom.

Den desidert viktigste lokale kilden til årsmidlet $PM_{2,5}$ er vedfyring, og for å redusere nivåene må man derfor kutte utslippene fra vedfyring. Tiltakspakke 1 forutsetter som beskrevet i kapittel 3.5 at det gjennomføres relativt omfattende tiltak for å redusere utslippene fra vedfyring i kommunene med de høyeste nivåene av $PM_{2,5}$. Tiltakspakken legger opp til at utslippskuttene fra vedfyring skjer ved at en andel av de eldre vedovnene i kommunene (produsert før 1998) byttes ut før de når sin tekniske levealder (som er satt til 40 år), når ovnene ville måtte byttes ut uansett. Halvparten av disse ovnene erstattes av vedovnene på markedet med lavest utslipp, og den andre halvparten erstattes med elektrisk oppvarming. Tiltaket forutsetter derfor at kommunene tar i bruk tilgjengelige virkemidler for å få til en slik utfasing. Arbeidsgruppen mener reduksjonene som er modellert er gjennomførbare. Bergen kommune har for eksempel vedtatt et forbud mot fyring i eldre vedovner og åpne ildsteder fra 2021 med hjemmel i forurensningsforskriften kapittel 7 (Bergen kommune, 2019). Et slikt virkemiddel ville fjernet utslippene fra alle eldre vedovner i en kommune og ville derfor også redusere utslippene vesentlig mer enn det som er lagt til grunn i dette tiltaket. Dette mener vi viser at reduksjonen vi har modellert er oppnåelig.

For fint svevestøv, $PM_{2,5}$, er langtransportert svevestøv fra områder utenfor Norge og norske ikke-lokale kilder de viktigste kildene i tillegg til lokale utslipp fra vedfyring i kommunen. Som beskrevet i metodekapittel 3.1.1 regner luftkvalitetsmodellen svevestøv som kommer fra kilder utenfor et $10\text{km} \times 10\text{km}$ område som ikke-lokale. For kommunene som er vurdert i Grenseverdiprosjektet varierer det totale ikke-lokale bidraget til kommunenes årsmiddelnivå av $PM_{2,5}$ fra omtrent $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ til nærmere $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Lokale, regionale og nasjonale tiltak i Norge

kan bare redusere den delen av det ikke-lokale bidraget som har opphav i Norge. Dette gjør at det er begrenset hvor lavt man kan senke nivåene av $PM_{2,5}$ ved å gjennomføre tiltak i Norge. Fordi bidragene fra ikke-lokale kilder er så store må de lokale utslippene kuttes forholdsvis mye for å redusere årsmiddelkonsentrasjonene av $PM_{2,5}$. For eksempel vil det å redusere nivået fra $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ til $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ med et ikke-lokalt "bakgrunnsnivå" på $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ kreve at man kutter det lokale bidraget med 25 % (fra $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ til $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Etter arbeidsgruppens vurdering er det disse bidragene fra ikke-lokale kilder som begrenser hvor mye man kan skjerpe grenseverdien for $PM_{2,5}$ i Norge. Dette fordi norske grenseverdier må kunne oppnås med lokale tiltak i Norge. Arbeidsgruppen vurderer derfor at det med nåværende nivå av ikke-lokale bidrag ikke vil være mulig å oppnå en grenseverdi som tilsvarer nasjonalt mål for $PM_{2,5}$ på $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

I prosjektet har vi også modellert effekten av en mer omfattende tiltakspakke mot utslipp fra vedfyring; tiltakspakke 2b. Denne mer omfattende tiltakspakken var også samfunnsøkonomisk lønnsom, og vil redusere antallet eksponerte for nivåer over $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ til null i de ti kommunene (vedlegg D.1.5). Til sammenlikning er det beregnet at antall eksponerte for nivåer over $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ totalt er noe over 10 000 fordelt på Oslo, Porsgrunn, Skien og Bærum, med klart flest overskridelser for Oslo. Tiltakspakken vil også kreve kraftig virkemiddelbruk, siden reduksjoner av vedfyringsutslipp på mellom 21 og 46 % er lagt til grunn for denne tiltakspakken. Tallene fra Oslo for tiltakspakke 2b bekrefter at det er bidragene fra ikke-lokale kilder som begrenser hvor lavt vi kan sette $PM_{2,5}$ grenseverdien. For å overholde en grenseverdi for årsmidlet $PM_{2,5}$ på 8 eller $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vil det etter vår vurdering være behov for utslippskutt utenfor Norge i tillegg til omfattende tiltak i Norge. Meteorologiske forhold vil også kunne by på større utfordringer ved en lav grenseverdi. For eksempel dersom man får kalde vintre som bidrar til økt vedfyring, og/eller episoder med temperaturinversjon og stillestående luft. Internasjonale avtaler og konvensjoner som bidrar til reduksjoner i andre lands utslipp vil uansett være viktige for å sørge for at nivåene av $PM_{2,5}$ blir lavere på sikt.

Arbeidsgruppen anbefaler at grenseverdien for årsmiddel $PM_{2,5}$ skjerpes fra den gjeldende grenseverdien på $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ til $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

5.2. Konsekvenser av endrede grenseverdier

I dette kapittelet vil vi beskrive de positive og negative virkningene av nye foreslåtte grenseverdier for svevestøv, inkludert hvem som berøres og må bære eventuelle kostnader.

5.2.1. Administrative kostnader

Flere offentlige aktører kan oppleve økte administrative kostnader som følge av at grenseverdiene for svevestøv senkes.

Kommunen

Kommunen kan oppleve økte administrative kostnader både i sin rolle som forurensningsmyndighet og som anleggseier. Kommunen er forurensningsmyndighet for lokal luftkvalitet og har det overordnede ansvaret for å sørge for at grenseverdiene blir overholdt.

Om det er fare for at grenseverdiene overskrides har kommunene plikt til å sørge for at det utarbeides nødvendige tiltaksutredninger for å sikre at grenseverdiene overholdes. Dette medfører en viss administrativ byrde for kommunene, også fordi de er ansvarlige for å samordne de ulike anleggseierne. En tiltaksutredning er en plan for å bedre luftkvaliteten, som skal inneholde tre deler:

1. en faglig utredning av luftkvaliteten i kommunen og utredning av mulige tiltak for å bedre situasjonen
2. en handlingsplan med konkrete tiltak for å bedre luftkvaliteten. Planen skal være forankret hos de som er ansvarlige for gjennomføring av tiltakene
3. en plan for episoder med høy luftforurensning

Basert på modellresultatene vil det være nødvendig med nye tiltaksutredninger i opptil 25 kommuner som følge av nye grenseverdier. Dette kommer i tillegg til tiltaksutredningene i 17 kommuner som per 2020 har laget, eller er i gang med å lage, tiltaksutredninger. Merk at disse beregningene er basert på 100 m x 100 m oppløsning, og at forbedret beregningsoppløsning kan gjøre at antallet kommuner er lavere. Kommuner langs kysten kan også tidvis ha betydelige bidrag fra sjøsaltpartikler til svevestøvnivåene. Sjøsaltpartikler er inkludert i modellberegningene, men regnes ikke for å ha negative helseeffekter, og høye svevestøvnivåer som skyldes sjøsaltpartikler vil derfor ikke være utløsende for å utarbeide tiltaksutredning. Derfor er det sannsynlig at antallet kommuner som potensielt må gjennomføre tiltaksutredninger og tiltak er lavere enn det som er beskrevet her.

Kommunene velger å løse arbeidet med tiltaksutredningene ulikt. Noen kommuner velger å sette hele tiltaksutredningen ut til en konsulent, og vil da kun ha arbeid med anskaffelse/innkjøp, datainnsamling, koordinering og saksforberedelse, men pådrar seg samtidig kostnader ved å kjøpe inn konsulenttjenestene. Andre kommuner velger å gjøre store deler av arbeidet med egne ressurser. På grunn av variasjonen i tilnærming til utredningsarbeidet og variasjonen i utredningenes omfang er de administrative kostnadene svært varierende for de ulike kommunene. Vi har ikke innhentet informasjon om kommunens administrative kostnader i dette prosjektet. Basert på en spørreundersøkelse til kommunene som er gjennomført i forbindelse med Luftsamarbeidet der kommunene ble spurt om hvor store ressurser og rene kostnader de i dag bruker på tiltaksutredninger, kan vi anslå noen grove kostnadsestimer¹². Basert på svarene på spørreundersøkelsen anslår vi at kostnadene ligger mellom 100 000 og 2 000 000 kroner når man inkluderer kostnader til konsulenttjenester. Det øvre estimatet inkluderer stor bruk av konsulenttjenester. Luftsamarbeidet lager nå tjenester som kan hjelpe kommunene i arbeidet med tiltaksutredninger. Ved at Luftsamarbeidet nå lager tjenester for kommunene som kan hjelpe dem bl.a. i arbeidet med tiltaksutredninger forventer vi at kommunenes behov for konsulenttjenester generelt kan bli noe redusert i framtiden.

De totale administrative kostnadene vil i praksis variere med hvilke tiltak kommunene tar i bruk og hvilke virkemidler de benytter for å utløse dem. Hvor mye den økte administrative byrden øker vil i tillegg variere med hva kommunene allerede gjør i dag. Det er påregnelig at økt gjennomføring av et tiltak som allerede gjennomføres i noen grad, eller utvidet bruk av et

¹² Formålet med spørreundersøkelsen var å evaluere gevinstene av arbeidet som gjøres i Luftsamarbeidet. Undersøkelsen ble sendt ut til nesten 400 epost-adresser i starten av 2020. Spørreundersøkelsen hadde 90 respondenter, der noen av respondentene var fra samme kommune. I spørreundersøkelsen ble kommunene blant annet spurt om hva deres ressursbruk på luftkvalitetsområdet er i dag, inklusive ressursbruk på tiltaksutredninger for de kommunene som er i gang med, eller har laget tiltaksutredninger.

eksisterende virkemiddel, er mindre administrativt krevende for kommunene enn å ta i bruk helt nye tiltak eller virkemidler.

Økte administrative kostnader for saksbehandling i Miljødirektoratet

Skjerpede grenseverdier vil føre til at flere kommuner får plikt til å utarbeide tiltaksutredninger etter forurensningsforskriften kapittel 7 (forurensningsforskriften, 2004, §§7-4, 7-9). Dette fører til økt saksbehandlingsbyrde for Miljødirektoratet. Plikten til å utarbeide tiltaksutredninger utløses når en kommune står i fare for å overskride grenseverdiene. Miljødirektoratet praktiserer i dag at det er "fare for overskridelse" dersom øvre vurderingsterskel i forskriften er overskredet minst tre av de siste fem år. For kommuner uten målestasjoner, eller som har målt i mindre enn fem år, er denne vurderingen mer skjønnsmessig. Hvis vurderingstersklene senkes i tråd med skjerping av grenseverdiene vil dette føre til at flere kommuner må utarbeide tiltaksutredninger. Vi har basert på erfaring anslått at Miljødirektoratet bruker fra 1 ukesverk til 4 ukesverk på å saksbehandle og følge opp én tiltaksutredning. Vi legger til grunn at nye tiltaksutredninger vil være av om lag samme omfang, og at den administrative byrden ved nye tiltaksutredninger derfor vil være omtrent like stor. Vi forventer likevel at kostnadene ved saksbehandling ikke uten videre kan fremskrives fra historiske data, da nye digitale tjenester som utvikles gjennom luftsamarbeidet forventes å gjøre saksbehandlingen enklere og mer effektiv i fremtiden.

Miljødirektoratet rapporterer innholdet i tiltaksutredninger til EFTAs overvåkingsorgan (ESA), og saksbehandler kommunenes tiltaksutredninger for å sikre at kravene i EUs direktiver om luftkvalitet er oppfylt.

Basert på modellresultatene anslår vi at nye grenseverdier vil medføre behov for saksbehandling av opptil 25 nye tiltaksutredninger, og at det vil være behov for ca. 0,5 til 2 årsverk for å gjennomføre arbeidet. Erfaringsmessig må mange av kommunene som allerede har tiltaksutredninger revidere dem ca. hvert fjerde år. Vi regner derfor med at kostnadene for disse kommunene blir på samme nivå som i dag.

Staten som anleggseier

Statens Vegvesen eier og drifter de statlige veiene og europaveier i Norge, og kan derfor også få plikt til å gjennomføre tiltak ved en skjerping i grenseverdiene. Miljøfartsgrense, som innebærer reduserte fartsgrenser (miljøfartsgrense) på statlige veier og europaveier. Staten fastsetter fartsgrenser på eget veinett, men dersom dette krever skjerpet kontroll, vil dette medføre økte administrative utgifter.

Staten har som anleggseier plikt til å bidra til utarbeidelse av nødvendige tiltaksutredninger. Det betyr at de også må dele kostnadene for disse. Kostnadene for tiltaksutredninger varierer avhengig av hvordan kommunen og anleggseierne ønsker å løse oppgaven.

5.2.1 Privatpersoner

Den viktigste gevinsten ved lavere nivåer av svevestøv er reduserte negative helseeffekter i befolkningen. Samlet vil helseeffektene av redusert svevestøveksponering ha store positive virkninger for befolkningen.

Personer med luftveissykdommer, som astma, kronisk obstruktiv lungesykdom (KOLS), og hjerte- og karsykdommer er mest følsomme for svevestøv. Barn og gravide regnes også som følsomme grupper. Det er spesielt folk i disse gruppene som vil få nytte av at grenseverdiene skjerpes, slik at nivåene av svevestøv reduseres. I tillegg vil helsegevinsten ved redusert svevestøveksposering også ha positive virkninger for resten av befolkningen

Enkelte av tiltakene som gjennomføres for å redusere nivåene av svevestøv kan ha fordelingsvirkninger som rammer enkeltpersoner, enten direkte som følge av tiltakene eller på grunn av virkemidlene som kreves for å gjennomføre dem. Det gjelder f.eks. piggdekkgebyr, som er et mulig virkemiddel for å oppnå økt bruk av piggfrie vinterdekk. Det er ikke mulig å anslå størrelsen på denne virkningen, da det vil være opp til kommunene hvilke virkemidler som skal brukes og hvordan et eventuelt gebyr vil utformes.

Utfasing av eldre vedovner før de har nådd sin tekniske levetid vil også føre til kostnader for privatpersoner på grunn av tapt brukstid før ildstedet kasseres og kapitalkostnader som følge av fremskyndet investering i alternativ oppvarming. For privatpersoner som går over til varmepumpe vil sannsynligvis den forserte utskiftingen medføre en besparelse på grunn av det reduserte energiforbruket.

En stor andel av kostnadene ved å innføre miljøfartsgrense er tidskostnader som følge av lavere kjørehastighet. Selv om disse tidskostnadene vil være store sammenlagt for alle bilister, vil de være svært begrensede for den enkelte bilist.

5.2.2. Kommuner

Kommunen er forurensningsmyndighet for lokal luftkvalitet og har det overordnede ansvaret for å sørge for at grenseverdiene blir overholdt.

Kommunen er i de fleste tilfeller også en viktig anleggseier, som eier av bl.a. kommunale veier, kommunale havner og forbrenningsanlegg. I dette prosjektet har vi ikke vurdert spesifikt hvilken aktør som må bekoste gjennomføringen av hvert enkelt tiltak, men i noen tilfeller vil det være kommunen som må gjennomføre tiltaket - enten som anleggseier (f.eks. driftstiltak på kommunale veier) eller som forurensningsmyndighet (reguleringer). Dette kan derfor både medføre administrative kostnader og kostnader knyttet til selve gjennomføringen av tiltak. Dersom kommunene for eksempel velger å bruke gebyrordninger for å redusere bruken av piggdekk medfører det økte administrative kostnader for kommunene. Disse er sjablongmessig anslått til 1,8 millioner kroner per år i denne rapporten, men vil i praksis variere fra kommune til kommune. Også bruk av andre virkemidler som kan øke gjennomføringen av tiltak, som for eksempel utfasing av eldre ildsteder, vil kunne øke kommunenes administrative byrde. Byrden kan komme i form av økt tidsbruk, men også gjennom direkte kostnader til for eksempel panteordninger for piggdekk eller eldre ildsteder - dersom kommunene velger å benytte slike støtteordninger. Informasjonsvirkemidler krever at kommunen utarbeider relevant materiell og distribuerer eller kommuniserer innholdet til de relevante mottakerne.

5.2.3. Fylkeskommuner

Fylkene har ansvar for å gjennomføre tiltak på fylkesveiene for å sikre at grenseverdiene overholdes, og lavere grenseverdier kan derfor påføre fylkene økte utgifter. For å overholde grenseverdiene kan Fylkeskommunene måtte bruke mer midler på driftstiltak som renhold av vei, støvbinding og tunnelventilasjon. Bruk av reduserte fartsgrenser (miljøfartsgrense) er i hovedsak aktuelt på statlige veier, men kan også tenkes brukt på fylkesveier. Miljøfartsgrense har små budsjettvirkninger, da den største kostnadsdriveren ved tiltaket er tidstop for trafikantene. Fylkene kan spare utgifter til reasfaltering som følge av nye grenseverdier, på grunn av høyere piggfriandel og eventuelt lavere fart som reduserer slitasjen på asfalten.

5.2.4. Staten

Staten vil påvirkes på flere måter av skjerpede grenseverdier. Som forurensningsmyndighet og eier av anlegg som forurensere (f.eks. statlige veier) får staten økte utgifter. Samtidig vil staten på sikt spares for helseutgifter som følge av reduserte negative helseeffekter i befolkningen på grunn av redusert luftforurensning.

Staten som anleggseier må gjennomføre flere tiltak

Staten eier riksveier og europaveier, og har dermed ansvar for å gjennomføre tiltak på disse for å sikre at grenseverdiene overholdes. Der det utløses tiltak vil staten påføres økte driftsutgifter, for eksempel til renhold av vei, støvbinding og tunnelventilasjon. Staten vil imidlertid kunne spare utgifter til reasfaltering fordi nye grenseverdier stimulerer til tiltak som øker piggfriandelen og eventuelt reduserer farten og dermed slitasjen på veidekket. Økning av piggfriandelen er forutsatt gjennomført ved innføring av en piggdekkgebyrordning. Det krever endringer i dagens *Forskrift om gebyr for bruk av piggdekk og tilleggsgebyr*. En slik endring vil medføre noen administrative kostnader.

Reduserte helseutgifter på sikt

Redusert luftforurensning vil gi bedre folkehelse og reduserte helseutgifter. Som beskrevet i kapittel 2.2 fører eksponering for luftforurensning til en rekke negative helseeffekter. Redusert helsetap, i form av redusert sykkelighet og redusert risiko for tidlig død, er den viktigste nytteeffekten av å redusere nivåene av svevestøv og vil komme staten til gode gjennom en friskere befolkning.

Sykdomsbyrdeberegningene som er utført i dette prosjektet tar høyde for kostnadene ved helsetap knyttet til for tidlig død og sykdom i befolkningen. Andre kostnader knyttet til helseeffekter som følge av svevestøvseksponering, slik som sykehusinnleggelser, tapt arbeidstid og medisinbruk, er imidlertid ikke inkludert i den samfunnsøkonomiske vurderingen.

5.2.5. Næringslivet

Industribedrifter som bidrar til fare for overskridelse av grenseverdiene gjennom utslipp av svevestøv vil få plikter knyttet til gjennomføring av målinger og beregninger av luftkvalitet, samt gjennomføring av nødvendige tiltak for å sikre at grenseverdiene overholdes. Dette kan

ha økonomiske konsekvenser ettersom det fører til at bedriften kan måtte gjennomføre tiltak for å redusere utslippene.

Beregningene av utslipp fra industri er som nevnt i vedlegg B.1.2 relativt grove der nøyaktige utslippsdata ikke er tilgjengelig. Dette gjør at utslippene fra industri noen steder kan være underestimert. Spesielt gjelder dette såkalte diffuse utslipp, dvs. utslipp som ikke kommer gjennom piper eller andre definerte utslippspunkter. Diffuse utslipp kan f.eks. være knyttet til utendørs håndtering av masser eller partikkelutslipp fra takluker o.l.

Industrivirksomheter med tillatelse til forurensende virksomhet rapporterer utslippene sine til Miljødirektoratet. I rapporteringen er det ikke skilt på hvilken størrelse det partikulære utslippet har. I luftkvalitetsberegningene er det lagt til grunn at alt partikulært materiale er PM_{10} , med unntak av et fåtall bedrifter hvor vi har bedre opplysninger om størrelsesfordelingen på det partikulære utslippet. Dersom noe av utslippet virksomhetene rapporterer som partikulært utslipp til luft består av større partikler enn PM_{10} vil beregningene i dette prosjektet overestimere utslippene.

5.3. Forutsetninger for vellykket gjennomføring

Vi har i denne utredningen vist at svevestøvnivåene kan reduseres ved hjelp av tiltak som er samfunnsøkonomisk lønnsomme. For å realisere de samfunnsøkonomiske lønnsomme tiltakene må kommunen som forurensningsmyndighet være informert om endringer i grenseverdier. Det er derfor en forutsetning at Miljødirektoratet informerer og veileder kommunene for å sikre at kommuner som står i fare for å bryte nye grenseverdier utreder og gjennomfører tiltak. Miljødirektoratet forventer at denne formidlingen kan gjøres i de kanaler som direktoratet i dag har kontakt med kommunene gjennom, blant annet e-post og Bedre byluftforum som arrangeres to ganger i året.

En forutsetning for å overholde skjerpede grenseverdier er at kommuner utreder og gjennomfører tiltak. Dette krever at kommunen både har ressurser som forurensningsmyndighet til å koordinere og sikre at utredningen av tiltak er tilfredsstillende, og i tillegg at kommunen har tilstrekkelige ressurser til å få gjennomført tiltak i de tilfellene kommunen er anleggseier. Det er også en forutsetning at andre anleggseiere har tilstrekkelige ressurser og støtte i ledelsen til å utrede og gjennomføre tiltak.

Det kan være en utfordring at samfunnsøkonomisk lønnsomme tiltak ikke blir gjennomført fordi enkeltkommuner eller anleggseiere som må bære kostnadene ved å gjennomføre tiltak ikke nødvendigvis er de samme som henter ut nytteeffektene av å redusere svevestøvnivåene. I tillegg vil kostnadene ved å gjennomføre tiltakene ha direkte budsjettmessige virkninger, mens nyttevirkningene i form av redusert helsetap vil være mindre synlige, eller ikke synlige i det hele tatt. Det er derfor en mulighet for at kostnadene overvurderes sammenliknet med nytten av tiltakene når de skal gjennomføres i praksis.

For å oppnå økte piggfriandeler og reduserte utslipp fra vedfyring som utredet i dette prosjektet, kan det være nødvendig å innføre restriktive virkemidler som piggdekkgebyr og

forbud mot fyring i eldre vedovner. Slike restriktive virkemidler krever politisk støtte og hensiktsmessig virkemiddelutforming.

Som nevnt i 5.1 kan utløsning av tiltakene som er lagt til grunn i beregningene kreve endringer i andre forskrifter, for eksempel i forskriften som regulerer piggdekkgebyr. Dette må følges opp i egne utredninger.

5.3.1. Endringer i øvre og nedre vurderingsterskel

Forurensningsforskriften inneholder i dag øvre og nedre vurderingsterskel for de ulike komponentene som er regulert med grenseverdier. Disse vurderingstersklene er konsentrasjonsnivåer som er lavere enn grenseverdien for å utløse krav om overvåking og tiltaksutredninger. Arbeidsgruppa oppfatter ikke at å vurdere nye vurderingsterskler er en del av oppdraget, og har derfor ikke sett nærmere på hva som er relevante nye vurderingsterskler for de ulike komponentene og midlingstidene. En slik vurdering må imidlertid gjøres før høring av nye grenseverdier, og arbeidsgruppa anbefaler at dette følges opp med et eget oppdrag til Miljødirektoratet.

5.3.2. Tidspunkt for innføring av nye grenseverdier

Fordi grenseverdier skal vurderes på grunnlag av målinger gjort gjennom et kalenderår anbefaler arbeidsgruppen at innføringen av nye grenseverdier skjer fra et årsskifte. Innføringen bør fastsettes og offentliggjøres i god tid før ny grenseverdi trer i kraft for å gi kommuner og anleggseiere tid til å forberede seg på å overholde nye grenseverdier.

For at kommunene skal ha tilstrekkelig tid for til å forberede eventuelle tiltak anbefaler arbeidsgruppen at de nye grenseverdiene vi anbefaler innføres fra 1. januar 2022.

5.4. Alternativer til grenseverdier som virkemiddel for å redusere nivåene av luftforurensning

Arbeidsgruppen har forholdt seg til føringen i oppdraget om å foreslå endringer i grenseverdiene for svevestøv, men vil likevel kort omtale andre mulige virkemidler for å redusere nivåene av svevestøv.

En generell utfordring med å bruke grenseverdier som virkemiddel for å senke konsentrasjonsnivåene av luftforurensning er at grenseverdiene skal være mulige å nå i alle områder. Det betyr at grenseverdien ikke kan settes lavere enn nivåer det er mulig å oppnå på de mest forurensede områdene/punktene i Norge. Grenseverdiene gir i seg selv derfor bare insentiv til å bedre luftkvaliteten til det nivået som er mulig å oppnå på selv de mest

forurensede punktene/områdene, selv om det kan være både gjennomførbart og samfunnsøkonomisk lønnsomt å bedre luftkvaliteten ytterligere i andre områder.

EUs luftkvalitetsdirektiv (EU, 2008) presiserer at overholdelse av grenseverdiene ikke skal vurderes på enkelte områder. Miljødirektoratet har anbefalt at disse unntakene også presiseres i forurensningsforskriften kapittel 7:

- Der offentligheten ikke har adgang, og der det ikke finnes fast bosetting
- Inne på fabrikkområder eller industrianlegg
- I kjørebanen på veier og på midtrabatter, unntatt der fotgjengere vanligvis har adgang til midtrabatten

5.4.1. Alternative reguleringer av PM_{2,5}

I tillegg til grenseverdier angir EUs luftkvalitetsdirektiv (EU, 2008) et særskilt nasjonalt reduksjonsmål for eksponering for PM_{2,5}. Direktivet pålegger medlemslandene å gjennomføre alle nødvendige tiltak som ikke medfører uforholdsmessig store kostnader for å nå de nasjonale reduksjonsmålene innen 2020.

De nasjonale reduksjonsmålene er fastsatt for hvert enkelt land, og pålegger landene å redusere nivåene av PM_{2,5} i byområder med en viss prosentandel i perioden fra 2010 til 2020. Målet beregnes ut fra gjennomsnittskonsentrasjonene som ble observert på målestasjoner plassert i bybakgrunn i perioden 2008 - 2010, slik at land med høyere gjennomsnittsnivåer må kutte prosentvis mer enn land med lavere nivåer. For Norges del er det nasjonale reduksjonsmålet basert på gjennomsnittsnivåene observert på bakgrunnsstasjonene i Oslo, Bergen og Trondheim, og selve målet er en gjennomsnittskonsentrasjon på 9,3 µg/m³ som skal nås innen 2020.

En utfordring med det nasjonale reduksjonsmålet er at det, fordi det er et krav som gjelder på nasjonalt nivå, ikke følges opp av kommunene på lokalt nivå på samme måte som overholdelse av grense- og målsettingsverdiene.

5.4.2. Behandling av luftkvalitet i arealplanlegging

God arealplanlegging er nødvendig for å begrense antallet mennesker som utsettes for helseskadelige nivåer av luftforurensning. Retningslinje for behandling av luftkvalitet i arealplanlegging (T-1520) angir statlige anbefalinger om hvordan luftkvalitet bør håndteres i kommunenes arealplanlegging. Hensikten med anbefalingene er å sikre og legge til rette for en langsiktig arealplanlegging som forebygger og reduserer lokale luftforurensningsproblemer.

Retningslinjen har ikke status som en statlig planretningslinje etter plan- og bygningslovens § 6-2. Anbefalingene i retningslinjen er veiledende, men vesentlige avvik fra anbefalingene kan imidlertid gi grunnlag for innsigelse til planen fra offentlige myndigheter, blant annet fylkesmannen.

Miljødirektoratet, Statens vegvesen Vegdirektoratet og Folkehelseinstituttet har fått i oppdrag av sine departementer å evaluere og foreslå revisjon av retningslinjen. Etatene skal oppsummere evalueringen innen 1. desember 2020 og foreslå eventuell revisjon innen 1. desember 2021.

5.4.3. Satellittbasert veiprising med takstdifferensiering

Veiprising med takstdifferensiering som reflekterer hvor og når bilistene kjører, kan bidra til å dempe trafikkb belastningen på de stedene og tidspunktene det er størst behov. Veiprisingen kan teoretisk sett innrettes slik at prisene reflekterer det aktuelle svevestøvnivået og andre eksterne kostnader ved veitrafikken, og også variere med typen kjøretøy. En slik ordning kan vurderes parallelt med grenseverdiene, og vil både kunne være et virkemiddel som bidrar til at grenseverdiene overholdes. Det vil være behov for grundig utredning av hvordan et slikt system kan implementeres i praksis og hva det eventuelt vil koste. Personvern hensyn vil være av avgjørende betydning dersom systemet skal være satellittbasert. Det er likevel rimelig å forvente at et slikt system kan være effektivt i å dempe trafikkveksten, og å rette fokus mot områder og tidspunkter der de eksterne kostnadene ved veitrafikken er høyest. Dersom de praktiske hensynene kan løses og prisene kan innrettes slik at de reflekterer de reelle eksterne kostnadene ved veitrafikken, kan systemet i teorien føre til samfunnsøkonomisk optimal trafikkmengde. Vista Analyse har nylig gjennomført en utredning av satellittbasert veiprising for tungtransport på oppdrag fra Samferdselsdepartementet, og konkluderer med at et slikt system kan være samfunnsøkonomisk lønnsomt sammenliknet med dagens system for pricing av eksterne kostnader ved veitrafikk (Vista Analyse, 2020). De vurderer at det kan være mulig også å innlemme personbiler i et slikt system.

Satellittbasert veiprising kan ikke erstatte grenseverdier som virkemiddel, men kan bidra til at luftkvaliteten bedres også i områder hvor det ikke er fare for at grenseverdiene overskrides.

5.5. Prinsipielle spørsmål

Vi kan ikke se at nye grenseverdier for svevestøv utløser prinsipielle spørsmål.

5.6. Sammenligning med grenseverdier i andre land

Norge har allerede lavere grenseverdier for svevestøv enn EUs luftkvalitetsdirektiv. Endringene som er foreslått i denne utredningen gjør at gapet til grenseverdiene i EUs luftkvalitetsdirektiv blir større, men gjør samtidig at grenseverdiene nærmer seg de helsebaserte anbefalingene fra Folkehelseinstituttet og Verdens helseorganisasjon (WHO). EU har nylig gjennomført en evaluering ("Fitness check") av luftkvalitetsdirektivene, og i denne evalueringen ble gapet mellom grenseverdiene og de helsebaserte anbefalingene problematisert.

De foreslåtte endringene i grenseverdier for svevestøv vil gjøre at den norske grenseverdien for årsmiddel PM_{10} og $PM_{2,5}$ blir lik grenseverdien i Sveits og Liechtenstein, som har basert sine grenseverdier på "WHO's "Air Quality Guidelines". Den foreslåtte senking av antall tillatte overskridelser av PM_{10} - døgnmiddel på $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ fra 30 til 25 vil gjøre at vi får en grenseverdi tilsvarende Østerrike. Sveits og Liechtenstein tillater kun én overskridelse av døgnmiddelverdien $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, men arbeidsgruppen har ikke hatt tilstrekkelig kunnskapsgrunnlag til å vurdere om denne grenseverdien er mulig å innføre også i Norge.

Referanser

Aasvang, G. M. (2012). Helsebelastning som skyldes veitrafikkstøy i Norge. Tilgjengelig fra: <https://www.fhi.no/globalassets/dokumenterfiler/rapporter/2012/helsebelastning-som-skyldes-veitrafikkstoy-i-norge-pdf.pdf>

Beelen, R., Raaschou-Nielsen, O., Stafoggia, M., Andersen, Z. J., Weinmayr, G., Hoffmann, B., . . . Hoek, G. (2014). Effects of long-term exposure to air pollution on natural-cause mortality: an analysis of 22 European cohorts within the multicentre ESCAPE project. *Lancet*, 383(9919), 785-795. doi: 10.1016/s0140-6736(13)62158-3

Berge, E., Wærsted, E.G. og Denby, B., 2019. Varsling av luftkvalitet i Norge. Validering av varslede PM₁₀, PM_{2,5}, NO₂ og O₃ konsentrasjoner for vintersesongen 2018/2019. METreport NO 06/2019.

Bergen kommune, 2019. Forbud mot ikke-rentbrennende ildsteder. Hentet fra: <https://www.bergen.kommune.no/innbyggerhjelpen/brannvern-samfunnssikkerhet-og-beredskap/brann-og-redning/brannvern/forbud-mot-ikke-rentbrennende-ildsteder>

Bølling, A. K., Aasvang, G. M., Oftedal, B., Låg, M., Refsnes, M., Øvrevik, J., Schwarze, P. (2018). Kunnskapsoppsummering: Konsentrasjons-responskurver for lave konsentrasjoner av fint svevestøv. Tilgjengelig fra: <https://www.fhi.no/globalassets/dokumenterfiler/rapporter/2018/konsentrasjons-responskurver-for-lave-konsentrasjoner-av-fint-svevestov-rapport-2018.pdf>

Bølling, A. K., Aasvang, G. M., Låg, M., Refsnes, M., Øvrevik, J., Oftedal, B. (under utarbeidelse). Kort rapport om konsentrasjons-responskurver for svevestøv med diameter mindre enn 10µm (PM₁₀). Publiseres i løpet av 2020.

Castro, A., Kunzli, N., & Gotschi, T. (2017). Health benefits of a reduction of PM₁₀ and NO₂ exposure after implementing a clean air plan in the Agglomeration Lausanne-Morges. *Int J Hyg Environ Health*, 220(5), 829-839. doi: 10.1016/j.ijheh.2017.03.012

European Environment Agency (EEA), 2019. Air quality in Europe – 2019 report. EEA Report No 10/2019.

EU, 2016. Directive (EU) 2016/2284 of the European Parliament and of the Council of 14 December 2016 on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants. Celex nr. 32016L2284

EU, 2008. Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council on ambient air quality and cleaner air for Europe. Celex nr. 32008L0050

Federal Office for the Environment (FOEN), 2019a. Indikator air. Particulate matter immissions. [nettdokument, lest 11.02.2020] Tilgjengelig fra: <https://www.bafu.admin.ch/bafu/en/home/themen/thema-luft/luft--daten--indikatoren-und-karten/luft--indikatoren/indikator->

luft.pt.html/aHR0cHM6Ly93d3cuaW5kaWthdG9yZW4uYWRtaW4uY2gvUHVibG/ljL0FlbURldGFpbD9pbmQ9TFUwMTYmbG5nPWVuJlN1Ymo9Tg%3d%3d.html

Federal Office for the Environment (FOEN), 2019b. Feinstaub PM2.5. Fragen und Antworten zu Eigenschaften, Emissionen, Immissionen, Auswirkungen und Massnahmen. [nettdokument, lest 11.02.2020] Tilgjengelig fra: <https://www.bafu.admin.ch/bafu/en/home/topics/air/info-specialists/air-quality-in-switzerland/fine-particles.html>

Folkehelseinstituttet, 2013. Uteluft - luftkvalitetskriterier [nettdokument, lest 03.02.2020]. Tilgjengelig fra <https://www.fhi.no/nettpub/luftkvalitet/>

Folkehelseinstituttet (2016). Sykdomsbyrde i Norge 1990-2013. Resultater fra Global Burden of Diseases, Injuries, and Risk Factors Study 2013 (GBD 2013). Rapport 2016:1. Tilgjengelig fra: <https://www.fhi.no/globalassets/dokumenterfiler/rapporter/2016/rapport-2016-1.pdf.pdf>

Folkehelseinstituttet, 2018. Sykdomsbyrden i Norge 2016 - Resultater fra Global Burden of Diseases, Injuries, and Risk Factors Study 2016 (GBD 2016).

Forurensningsforskriften, 2004. Forskrift om begrensning av forurensning (FOR-2004-06-01-931). Del 3. Lokal luftkvalitet. Hentet fra: https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/KAPITTEL_3#KAPITTEL_3

Helsedirektoratet (2019). Helseeffekter i samfunnsøkonomiske analyser Veileder (Høringsutgave). Tilgjengelig fra: <https://www.helsedirektoratet.no/tema/finansiering/helseokonomiske-analyser>

Landrigan, P. J., Fuller, R., Acosta, N. J. R., Adeyi, O., Arnold, R., Basu, N. N., . . . Zhong, M. (2018). The Lancet Commission on pollution and health. *Lancet*, 391(10119), 462-512. doi: 10.1016/s0140-6736(17)32345-0

Magnussen, K., Bølling, A. K., Låg, M., Refsnes, M., Aasvang, G. M., Rød, M., Navrud, S. (2020). Verdssetting av luftforurensningens kostnader for helse, miljø og materialer - et forprosjekt. Publiseres April 2020.

Meld. St. 33 (2016-2017). Nasjonal transportplan 2018-2029

Meteorologisk institutt og Miljødirektoratet, 2019. Varslingstjeneste: Luftkvalitet i Norge. Dokumentasjon av metoder til utslippsberegninger. Rapport M-1494 <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1494/m1494.pdf>

Miljødirektoratet, 2018. [Metodikk for tiltaksanalyser - M1084](#).

Miljødirektoratet, Vegdirektoratet, Helsedirektoratet og Folkehelseinstituttet, 2014. Grenseverdier og nasjonale mål. Forslag til langsiktige helsebaserte nasjonale mål og reviderte grenseverdier for lokal luftkvalitet. Rapport M-129/2014.

Myhre, O., Lag, M., Villanger, G. D., Oftedal, B., Ovrevik, J., Holme, J. A., . . . Dirven, H. (2018). Early life exposure to air pollution particulate matter (PM) as risk factor for attention

deficit/hyperactivity disorder (ADHD): Need for novel strategies for mechanisms and causalities. *Toxicol Appl Pharmacol*. doi: 10.1016/j.taap.2018.03.015

Nordisk Miljømærkning, 2018. Svanemærkning av Lukkede ildsteder. Version 4.3 11.juni 2014-30.juni 2022.

Norman, R. E., Carpenter, D. O., Scott, J., Brune, M. N., & Sly, P. D. (2013). Environmental exposures: an underrecognized contribution to noncommunicable diseases. *Rev Environ Health*, 28(1), 59-65. doi: 10.1515/reveh-2012-0033

Norsk energi 2019. Tiltaksutredning vedrørende utslipp av svevestøv fra vedfyring. M-1322/2019

Norsk institutt for luftforskning, 2019. Aktuelle tiltak for reduksjon av svevestøvkonsentrasjon. Upublisert notat

Ordinance on Air Pollution Control, 1986. (Status as of 1 June 2018). Hentet fra: <https://www.admin.ch/opc/en/classified-compilation/19850321/index.html>.

Proietti, E., Roosli, M., Frey, U., & Latzin, P. (2013). Air pollution during pregnancy and neonatal outcome: a review. *J Aerosol Med Pulm Drug Deliv*, 26(1), 9-23. doi: 10.1089/jamp.2011.0932

Prüss-Üstün A, Mathers C, Corvalán C, Woodward A (2003). Assessing the environmental burden of disease at national and local levels. In Environmental Burden of Disease Series; No. 1. World Health Organization. ISBN 92 4 154620 4

SSB/Statistikkbanken, 2020. [Tabell 10568: Husholdninger, etter type oppvarmingsutstyr bygningstype \(prosent\) 2001 - 2012](#).

Vista Analyse, 2020. Satellittbasert veiprising for tungtransport <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/satellittbasert-veiprising-for-tungtransport/id2692943/>

Wei Y, Wang Y, Di Q, Choirat C, Wand Y, Koutrakis P, Zanobetti A, Dominici F, Schwartz JD (2019). Short term exposure to fine particulate matter and hospital admission risks and costs in the Medicare population: time stratified, case crossover study. *BMJ* 2019; 367. doi: <https://doi.org/10.1136/bmj.l6258>

WHO (2011). Burden of disease from environmental noise. Quantification of healthy life years lost in Europe. ISBN 978 92 890 0229 5

WHO, 2015. WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Global update 2005. Summary of risk assessment. Hentet fra: https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/69477/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_eng.pdf;jsessionid=05345BB2419C0F66A3E9C794B2B3D5AE?sequence=1. Lest 03.03.2020

Vedlegg

Innhold

A. Måledata for perioden 2013-2019.....	3
A.1 Årsmiddel PM_{10}	3
A.2 Døgnmiddel PM_{10}	4
A.3 Årsmiddel $PM_{2,5}$	5
B. Utfyllende om metode.....	6
B.1 Beregninger av luftkvalitet	6
B.1.1 Spredningsmodeller	6
B.1.2 Utslippsdata - nåsituasjonen i 2016	8
B.1.3 Utslippsdata - framskrivninger til 2025	10
B.1.4 Validering og usikkerhet i spredningsmodellene	11
B.1.1 Referanseliste for luftkvalitetsberegninger.....	13
B.2 Tiltaksbeskrivelser	14
B.2.1 Driftstiltak på vei.....	14
B.2.2 Økt bruk av piggfrie vinterdekk.....	18
B.2.3 Miljøfartsgrense	23
B.2.4 Reduserte utslipp fra tunnelmunnninger	27
B.2.5 Reduserte utslipp fra vedfyring	30
B.2.6 Trafikkreduksjon.....	36
B.2.7 Reduksjon av tillatte overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien - Trondheim som eksempel	39
B.2.8 Referanseliste for tiltaksbeskrivelsene	42
B.3 Eksempel på framgangsmåte for valg av tiltak i tiltakspakke 1.....	45
C. Utfyllende informasjon om sykdomsbyrdeberegninger	47
C.1 Hvorfor sykdomsbyrdeberegninger ikke gjøres for kortidsmiddel	47
C.2 Bruk av YLL rater i beregningene.....	48
C.3 YLD/YLL forholdstall fra GBD	49
C.4 Framskriving av befolkningen	50
C.5 Total vs. sykdomsspesifikk dødelighet.....	51
C.6 Valg av konsentrasjons - responskurver	52
C.7 Kvalitetssikring av sykdomsbyrdemetodikken	55
C.8 Sensitivitetsanalyser og vurdering av usikkerhet i sykdomsbyrdemetodikken.....	58
C.9 Referanseliste for sykdomsbyrdeberegninger	63
D. Utfyllende om resultater	65

D.1	Luftkvalitetsberegninger	65
D.1.1	Situasjonen i 2016	65
D.1.2	Detaljerte resultater fra 2025 med og uten tiltak.....	65
D.1.3	Årsmidlet PM ₁₀ versus antall overskridelser av døgnmiddelgrenseverdi	68
D.1.4	Detaljerte resultater fra tiltakspakke 2a	71
D.1.5	Detaljerte resultater fra tiltakspakke 2b	73
D.2	Sykdomsbyrde - resultater fra tiltakspakke 2a og 2b	74
D.3	Nytte -kostnadsanalyse.....	76
D.3.1	Resultater fra tiltakspakke 2a.....	76
D.3.2	Resultater fra tiltakspakke 2b:	77
E.	Spørreundersøkelse til kommuner og vegregioner	81

A. Måledata for perioden 2013-2019

A.1 Årsmiddel PM₁₀

Tabell A-1: Årsmiddel av PM₁₀, 2013 - 2019. Data er tatt med for alle punkt der datadekningen er over 85 prosent som er kravet for datadekning for EU-rapportering. * Måledata for 2019 er ikke kvalitetssikret.

Kommune	Målepunkt	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019*
Bergen	Danmarks plass	22,0	19,4	16,4	16,4	14,1	15,3	13,7
Bærum	Bekkestua					12,7	14,4	13,0
Bærum	Eilif Dues vei			19,6	18,2	18,9	20,1	17,2
Drammen	Bangeløkka	27,8	22,3	23,5	24,3	20,6	22,7	19,2
Drammen	Nedre Storgate	13,7			13,0	12,2	13,5	
Elverum	Leiret					16,5	20,5	16,9
Fredrikstad	Nygaardsgata				14,5	12,7	9,7	11,2
Fredrikstad	St. Croix	27,7	22,7	14,7		14,5	16,7	14,3
Gjøvik	Minnesundvegen			18,2	16,4	19,0	18,1	15,0
Hamar	Vangsveien			20,3			21,9	18,4
Kristiansand	Gartnerløkka		17,9	18,5	19,1	20,5	21,1	20,7
Lillehammer	Bankplassen	19,7	20,9	21,0	19,6	19,0	20,8	19,2
Lillehammer	Barnehagen	16,9	16,0	15,2	15,8	15,0	15,2	12,4
Lillestrøm	Vigernes				12,4	9,4		9,3
Mo i Rana	Moheia Vest						17,8	17,5
Narvik	Sentrum				18,9	12,1	12,7	12,6
Oslo	Alnabru	23,9	19,0		10,4		15,4	
Oslo	Bygdøy Alle	25,7	19,4	18,6	20,3	19,7	21,1	19,2
Oslo	Hjortnes	27,6	24,5	23,9	24,0	22,3	24,2	22,0
Oslo	Kirkeveien	19,6	16,4		15,5			
Oslo	Manglerud	21,8	21,8	21,0	19,7	19,3	22,0	19,5
Oslo	Skøyen	20,1	15,2	16,1	15,2	14,5	17,0	14,6
Oslo	Smestad		17,7				15,9	14,7
Oslo	Sofienbergparken	19,0	16,3	15,6	15,1	13,2		12,0
Oslo	Åkebergveien					16,9	19,0	
Porsgrunn	Furulund					11,8	13,4	12,2
Porsgrunn	Sverresgate	21,4	18,1	17,7	17,8	18,2	17,9	16,9
Sarpsborg	Alvim				14,1	12,6	14,8	14,6
Skien	Lensmannsdalen	24,9	22,7	22,6	20,2	19,1	19,3	19,1
Stavanger	Kannik	28,2	24,1	22,1	17,3	12,4	14,4	10,9
Stavanger	Våland	16,2	14,7	15,3	14,6	11,6	11,6	11,4
Tromsø	Hansjordnesbukta		19,3	18,1	23,0	20,3	18,9	19,5
Trondheim	Bakke kirke	20,7	20,7	14,1	12,9	12,0	12,2	10,6
Trondheim	Elgeseter			12,0		11,9	14,0	12,9
Ålesund	Grimmerhaugen	12,3	13,9	10,6	10,8	10,6	11,8	10,8

Fargekode	Beskrivelse av målstruktur
> 25 µg/m ³	Brudd på Forurensningsforskriften
22,1 - 25 µg/m ³	
20 - 22 µg/m ³	Overskrider Nasjonal mål
< 20 µg/m ³	

A.2 Døgnmiddel PM₁₀

Tabell A-2: Antall døgnmiddel av PM₁₀ > 50 µg/m³, 2013 - 2019. Data er tatt med for alle punkt der datadekningen er over 85 prosent som er kravet for datadekning for EU-rapportering-. * Måledata for 2019 er ikke kvalitetssikret.

Kommune	Målepunkt	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Bergen	Danmarks plass	24	9	1	3	1	3	3
Bærum	Bekkestua					4	6	4
Bærum	Eilif Dues vei			27	16	11	9	8
Drammen	Bangeløkka	39	15	26	28	19	19	20
Drammen	Nedre Storgate	0			0	0	1	
Elverum	Leiret					18	33	21
Fredrikstad	Nygaardsgata				4	0	0	1
Fredrikstad	St. Croix	39	13	4		8	2	5
Gjøvik	Minnesundvegen			26	14	11	19	15
Hamar	Vangsveien			24			32	21
Kristiansand	Gartnerløkka		7	10	15	13	7	11
Lillehammer	Bankplassen	12	19	28	20	21	17	22
Lillehammer	Barnehagen	7	8	9	8	6	5	3
Lillestrøm	Vigernes				6	0		0
Mo i Rana	Moheia Vest						12	11
Narvik	Sentrum				32	10	19	13
Oslo	Alnabru	25	7		6		5	
Oslo	Bygdøy Alle	34	3	11	17	11	19	26
Oslo	Hjortnes	44	21	27	26	19	18	21
Oslo	Kirkeveien	14	2		3			
Oslo	Manglerud	25	14	18	14	10	17	13
Oslo	Skøyen	6	1	1	2	2	4	4
Oslo	Smestad		10				7	9
Oslo	Sofienbergparken	4	2	2	3	2		0
Oslo	Åkebergveien					4	4	
Porsgrunn	Furulund					0	0	0
Porsgrunn	Sverresgate	21	5	10	10	16	7	9
Sarpsborg	Alvim					4	2	5
Skien	Lensmannsdalen	34	16	27	16	12	8	17
Stavanger	Kannik	51	16	16	14	6	5	0
Stavanger	Våland	1	0	0	1	0	0	0
Tromsø	Hansjordnesbukta		15	16	41	14	18	23
Trondheim	Bakke kirke	9	7	1	4	2	0	2
Trondheim	Elgeseter			1		1	4	2
Ålesund	Grimmerhaugen	0	0	0	0	0	0	0

Fargekode	Beskrivelse av målstruktur
> 30 døgn	Brudd på Forurensningsforskriften
25 – 30 døgn	
8 – 24 døgn	Brudd på rød sone i T-1520
<= 7 døgn	

A.3 Årsmiddel PM_{2,5}

Tabell A-3: Årsmiddel av PM_{2,5}, 2013 - 2019. Data er tatt med for alle punkt der datadekningen er over 85 prosent som er kravet for datadekning for EU rapportering. * Måledata for 2019 er ikke kvalitetssikret.

Kommune	Målepunkt	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019*
Bergen	Danmarks plass	9,37	8,93	7,82	8,40	6,86	7,20	6,69
Bærum	Bekkestua					8,36	9,49	8,23
Bærum	Eilif Dues vei			9,45	9,81	10,12	11,10	9,71
Elverum	Leiret					6,70	7,64	6,93
Fredrikstad	St.Croix			9,61		9,36	10,69	9,53
Gjøvik	Minnesundvegen			6,75	6,37	6,38	7,33	5,76
Hamar	Vangsveien						8,08	7,08
Harstad	Seljestad Rv83						5,81	6,11
Lillehammer	Bankplassen	8,34	8,17	7,51	7,30	7,16	7,38	6,83
Lillehammer	Barnehagen	7,64	7,54	6,64	6,89	6,74	6,36	6,02
Lillestrøm	Vigernes				8,08	5,85		5,07
Lørenskog	Solheim						10,92	9,33
Moss	Kransen				9,64	8,09	8,76	8,24
Narvik	Sentrum				4,60	3,83	4,70	4,69
Oslo	Alnabru		11,05			7,35	8,90	
Oslo	Bygdøy Alle	12,22	9,53	8,45	8,81	8,49	11,97	8,66
Oslo	Hjortnes	9,40	9,73	8,54	8,86	8,34	8,76	8,91
Oslo	Kirkeveien	8,55	10,06		8,08	6,92		
Oslo	Manglerud	8,98	9,41	8,27	8,11	7,82	8,38	7,55
Oslo	Smestad		9,11		8,20			5,56
Oslo	Sofienbergparken	11,06	9,37	8,83	9,97	8,58		7,04
Oslo	Åkebergveien	9,19	8,58	8,31				
Porsgrunn	Furulund					6,21	7,45	6,78
Sarpsborg	Alvim				10,12	8,75	10,03	9,96
Skien	Lensmannsdalen	9,06	8,65	7,97	7,85	7,77	7,85	7,55
Stavanger	Kannik	9,94	9,65	10,04	9,72	7,62	8,74	7,83
Stavanger	Våland	7,43	7,68	7,31	7,03	6,06	7,29	7,07
Tromsø	Hansjordnesbukta	7,55	7,34	6,08	6,71	6,36	6,63	6,34
Trondheim	Bakke kirke	7,80	7,46	6,71	5,87	4,87	5,56	5,11
Trondheim	Elgeseter			4,78		4,98	6,11	5,69

Fargekode	Beskrivelse av målstruktur
> 12 µg/m ³	
10,01 - 12 µg/m ³	
8,01 – 10 µg/m ³	Overskrider Nasjonal mål
<= 8 µg/m ³	

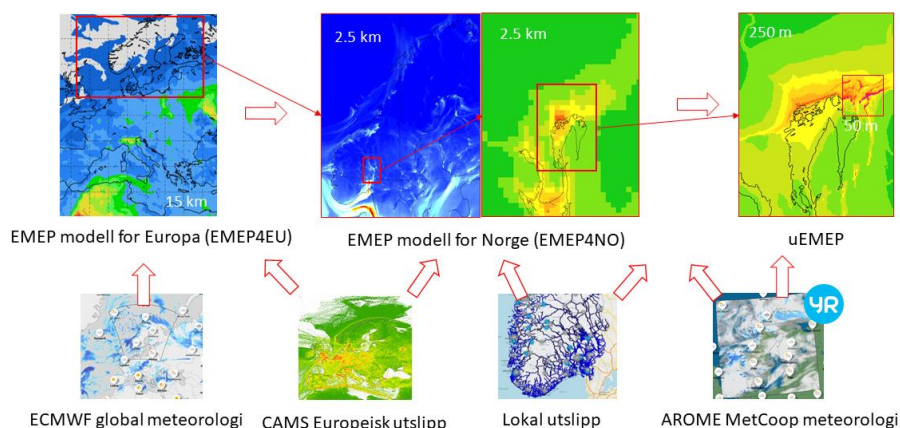
B. Utfyllende om metode

B.1 Beregninger av luftkvalitet

B.1.1 Spredningsmodeller

Langtransportert luftforurensning er modellert over hele Europa (EMEP4EU) med bruk av EMEP MSC-W modellen¹. EMEP4EU bruker samme utslipp og modellkonfigurasjon som er brukt i CAMS² sitt europeiske varslingsystem, med meteorologi fra 'European Centre for Medium-Range Weather Forecasts' (ECMWF³). Disse beregningene er gjort med en oppløsning på omtrent 15 km x 15 km og leverer randbetingelser (langtransportert forurensning) til en ny beregning som er spesifikk for Norge (EMEP4NO). Beregningssystemet EMEP4NO har en oppløsning på 2,5 km x 2,5 km. Meteorologien brukt i EMEP4NO kommer fra meteorologisk institutt (MEPS)⁴. Det er samme meteorologi som er brukt for meteorologiske varslinger i Norge (yr.no). CAMS-utslipp, som er brukt i det europeiske beregningene, er erstattet med nye norske utslippsdata for trafikk, vedfyring, skipsfart og industri (Meteorologisk institutt og Miljødirektoratet, 2019). Den siste spredningsmodellen som blir tatt i bruk er uEMEP-modellen. Denne modellen leverer alle lokale beregninger med en oppløsning mellom 100 m og 50 m. uEMEP-modellen bruker den samme meteorologi som EMEP4NO.

Oversikt luftkvalitet modellerings systemet i Norge



Figur B-1 Oversikt over luftkvalitetsmodelleringsystemet for Norge.

uEMEP-modellen beregner konsentrasjonsbidraget fra kilder innenfor et 10 km x 10 km stort område rundt hvert beregningspunkt. Alle kilder utenfor dette området er beregnet med modeller for langtransportert luftforurensning, EMEP4NO og EMEP4EU. Hver kilde i uEMEP er beregnet hver for seg, noe som gir bedre kartlegging og innsikt i hvordan kildene påvirker luftkvaliteten. Dette er viktig når vi skal analysere beregningsresultatene fra ulike situasjoner.

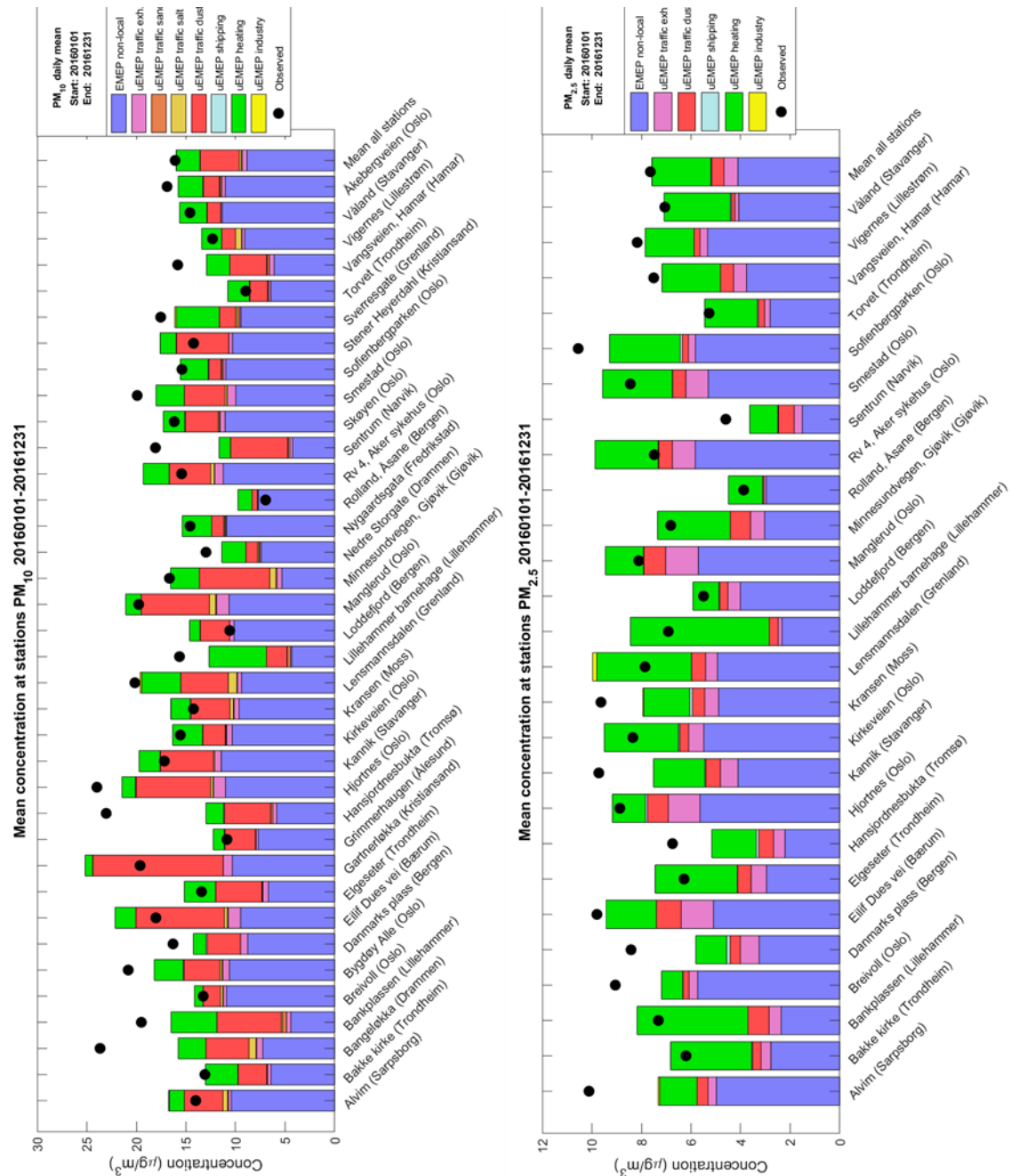
¹ <https://www.emep.int/mscw/index.html>

² Copernicus Atmosphere Monitoring Service; www.regional.atmosphere.copernicus.eu

³ European Centre for Medium-Range Weather Forecasts; www.ecmwf.int

⁴ METCoOp Ensemble Prediction System; <https://www.met.no/en/projects/metcoop>

Et eksempel på kildebidrag-beregning ved målestasjoner for 2016 vises i Figur B-2. **Feil! Fant ikke referansekilden..** uEMEP beregner kun primære PM-konsentrasjoner. Sekundært PM, som er PM dannet av forskjellige gasser, blir beregnet med EMEP4NO på 2,5 km x 2,5 km oppløsning.



Figur B-2 Beregnet kildebidrag til PM_{10} (venstre) og $PM_{2.5}$ (høyre) på alle tilgjengelige målestasjoner i Norge i 2016. Bidrag utenfor uMEPs beregningsområde på 10 km x 10 km (EMEP non-local) er det største bidraget. Lokalt veistøv (uEMEP traffic dust) og utslipp fra vedfyring (uEMEP heating) er de største lokale bidragene.

B.1.2 Utslippsdata - nåsituasjonen i 2016

Veitrafikk

Trafikkutslipp er basert på veinett og data om trafikkmengder levert av Statens vegvesen gjennom Nasjonal vegdatabank (NVDB⁵). Trafikkmengden for kommunale veier, som stort sett ikke er inkludert i NVDB, har blitt levert av SSB⁶ basert på modellert trafikk. Trafikkdataene er gyldige for 2018. Det differensieres bare mellom lette (korte) og tunge (lange) kjøretøy i NVDB. Tidsvariasjonskurver (timesvariasjonene i løp av en uke) for henholdsvis lette og tunge kjøretøy er i beregningene de samme for hele landet og levert av Statens vegvesen. Eksosutslippsfaktorer for svevestøv er satt til landsgjennomsnittet (SSB), henholdsvis for lette og tunge kjøretøy.

Ikke-eksos-utslipp fra veitrafikken inkluderer alle svevestøvutslipp som ikke er eksos, f.eks. slitasje av asfalt, dekk og bremses. Dette er en viktig utslippskilde for svevestøv som følge av bruk av piggdekk. En spesiell utslippsmodell (NORTRIP⁷) blir brukt for å beregne utslipp fra vei, bildekk og bremseslitasje, samt utslipp fra veisanding og veisalting. Denne modellen tar hensyn til meteorologiske forhold på veien, og kan bygge opp et støvdepot når veien er våt, som kan frigjøres når veien tørker opp. I tillegg er det mulig å modellere effekten av støvbinding, renhold (feiing/vasking), salting og sanding (vinterdrift).

Hver kommune blir tildelt en piggdekkandel og varighet på piggdekkssesongen. Dette er basert på piggdekkte tellinger utført av Statens vegvesen. I kommuner hvor det ikke er tellinger er piggdekkandelen beregnet ved å interpolere mellomkommuner hvor det finnes piggdekkte tellinger med den statistiske metoden Kriging.

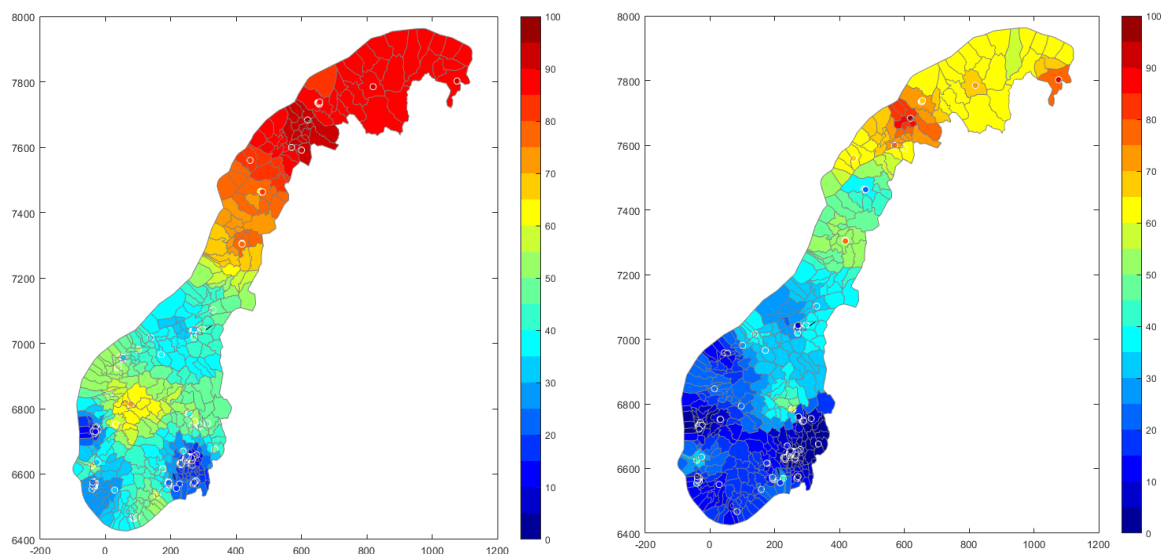
Hver kommune blir også tildelt informasjon om salting, sanding, støvbinding og renhold. Denne informasjonen kombineres med meteorologiske forhold som styrer vinterdriften, samt informasjon om type veier, regler for frekvens på tiltak og i hvilken del av vintersesongen driftstiltakene kan gjennomføres. Med disse reglene bestemmer NORTRIP-modellen selv når de ulike driftstiltakene blir utført.

Arbeidsgruppen i prosjektet gjennomførte våren 2019 en spørreundersøkelse til kommuner og Statens vegvesens daværende regionvegkontorer for å kartlegge om det er lokale forhold som påvirker svevestøvnivåene som enten er gjennomført eller er vedtatt gjennomført mellom 2016 og 2025. Se vedlegg E for utfyllende informasjon om spørreundersøkelsen.

⁵ <https://www.vegvesen.no/fag/teknologi/nasjonal+vegdatabank>

⁶ <https://www.ssb.no/transport-og-reiseliv/artikler-og-publikasjoner/modellering-av-trafikk-pa-kommunale-veier>

⁷ <http://norden.diva-portal.org/smash/get/diva2:1069152/FULLTEXT02.pdf>



Figur B-3 Piggybackandel (%) brukt i modellberegninger. Til venstre for lette kjøretøy og til høyre for tunge kjøretøy. Fargeskalaen går fra mørk blå som representerer 0 % piggyback til mørk rød som representerer 100 % piggyback. Tellepunktene der andelen piggyback blir telt er markert med rundinger. Interpolasjon er utført med bruk av Kriging

Vedfyring

Utslipp fra vedfyring blir modellert for 2016 med bruk av MetVed-modellen (Grythe m. fl. 2019, Norsk institutt for luftforskning 2019). Oppløsningen på utslipp er 250 m x 250 m og dekker hele landet. Utslipp varierer hver time i løpet av dagen ut ifra et forhåndsbestemt mønster. Totalt utslipp hver dag er avhengig av dagens gjennomsnittstemperatur. Vedfyring starter ved en temperatur på +11 °C og øker ned til -20 °C. Utslipp er avhengig av ovnstype. Fordeling av ovnstype bestemmes i MetVed-modellen. Totalt vedforbruk er gitt per fylke basert på data fra SSB og fordelt i modellen. Utslippshøyde er satt til 15 meter over bakken for hele landet.

Skipsfart

Utslipp fra skipsfart er levert av Kystverket gjennom databasen Havbase⁸. Data fra 2017 har blitt brukt i spredningsberegningene. Skipsutslipp er basert på AIS data (Automatic Identification System) som gir posisjonen til skipet hvert sjette minutt. Ut ifra informasjonen om skipets posisjon blir beregnet skipets hastighet mellom de ulike posisjonene og ut ifra dette drivstofforbruk. Dette blir omsatt til utslipp. Utslipp fra hvert punkt blir aggregert i 250 m x 250 m gridruter for hver måned. Gjennomsnittlig tidsvariasjon for hver time i løpet av en dag, kalt daglig syklus, er også beregnet hver måned for en gridstørrelse på 2,5 km x 2,5 km.

Industri

Industriutslipp for 300 industrivirksomheter i Norge for 2016 er tilgjengelige fra Miljødirektoratets database og presenteres på nettstedet Norske utslipp⁹. Denne databasen inneholder årlige utslipp av en rekke forurensningskomponenter. Dataene er rapportert fra virksomhetene med utslippstillatelse fra Miljødirektoratet eller fylkesmennene, eller det er

⁸ Havbase.no

⁹ www.norskeutslipp.no

beregnete data fra Statistisk sentralbyrå og Miljødirektoratet. Databasen er imidlertid begrenset, ettersom den mangler informasjon om tidsmessig variasjon av utslippene. Det oppgis også bare ett enkelt geografisk koordinat for utslippene og det mangler informasjon om utslippshøydene eller områdefordelingen av utslippene. Bare for de største industrielle utslippskildene har vi fått og benyttet utvidet informasjon om utslippshøyder og områdefordelingen av utslippene.

Mange industrielle utslipp slippes ut fra høye piper. Høyden på disse pipene har vanligvis blitt bestemt før bygging for å unngå å eksponere befolkningen for forurensning. I tillegg slipper mange piper ut luft som er varm, og noen ganger med høye hastigheter. Dermed er røyksøylen fra disse pipene ofte mye høyere enn selve pipa. Som tidligere nevnt er informasjonen om dette begrenset, og i den nåværende modellversjonen er de fleste industrielle utslipp satt til en effektiv høyde på 100 meter over bakken. I tillegg har mange industribedrifter det som kalles "diffuse" utslipp. Dette er utslipp som ikke kommer ut gjennom piper, men f.eks. gjennom sprekker og åpninger i bygninger, fra utendørs håndtering av råstoff og lignende. Per 2019 er ikke de diffuse utslippene av støv tilstrekkelig kvantifisert for alle industrivirksomheter, og det kan derfor også være mangler i rapporteringen av disse utslippene.

Arbeidsgruppen i prosjektet gjennomførte våren 2019 en spørreundersøkelse for å hente inn bedre utslippsdata fra industri. Undersøkelsen ble sendt til de 40 virksomhetene med høyest rapporterte utslipp av PM i Norge. Industrivirksomhetene ble bedt om å oppgi mest mulig detaljert informasjon om utslippene sine (f.eks. antall utslippspunkter, geografiske koordinater og utslippshøyde for hvert utslippspunkt, utslipps-temperatur og hastighet, beskrivelse av eventuelle diffuse utslipp). For bedriftene som besvarte denne undersøkelsen er detaljert informasjon om utslippene brukt i stedet for den generelle tilnærmingen som er beskrevet over.

B.1.3 Utslippsdata - framskrivninger til 2025

Trafikkmengde

For utvikling i trafikkmengde har vi brukt grunnprognosene som ble utarbeidet av Transportøkonomisk institutt for Statens vegvesen i forbindelse med Nasjonal transportplan 2018-2029 (Madslie m. fl., 2019). Disse prognosene legger til grunn til dels betydelig vekst i personbiltrafikken, med 29 % trafikkvekst i tidligere Vest-Agder i perioden 2016-2025 som høyeste vekst. Mengden svevestøv som dannes er proporsjonal med trafikkmengden. Dersom trafikkveksten blir lavere enn det vi har lagt til grunn (f.eks. ved at flere kommuner når nullvekstmålet) vil de reelle konsentrasjonene av svevestøv i 2025 også bli lavere enn det vi har beregnet. Trafikkveksten er fordelt likt på alle typer veier, og vi tar derfor ikke høyde for at en større andel av trafikken vil gå på enkelte veistreknings. I beregningene har vi heller ikke tatt høyde for at veinettet endrer seg i perioden 2016 til 2025. Det betyr at alle endringer i trafikkmengde er lagt til det eksisterende veinettet sånn det er hentet fra Nasjonal vegdatabank i 2016 og at planlagte utbygginger eller omlegginger av trafikken ikke er lagt inn.

Bilparken

På grunn av fornying av bilparken og innfasing av nye kjøretøy med partikkelfiltre, og utfasing av eldre kjøretøy, har eksosutslippene gått kraftig ned. Partikkelutslippene fra bilparken forventes å reduseres med omtrent 80 prosent fra 2016 til 2025. For år 2025 har vi brukt fremskrevet utslippsfaktorer hentet fra HBEFA¹⁰. Vi har ikke tatt hensyn til økt andel av

¹⁰ Handbook Emission Factors for Road Transport: <https://www.hbefa.net/e/index.html>

elektriske kjøretøy. Svevestøv fra eksos er en liten kilde og vi forventer ikke at dette bidrar til vesentlig feilestimering av utslipp.

Piggdekkandel

Andel kjøretøy som har piggfrie vinterdekk, er framskrevet for de 10 eksempelkommunene. For alle andre kommuner er det ikke framskrevet noen endring i andel kjøretøy som bruker piggfrie vinterdekk. Endring i piggfriandel for eksempel kommunene er gitt i Tabell B-3 i vedlegg B.2. Forventet piggfriandel i år 2025 er basert på analyse av den historiske trenden og en vurdering av i hvilken grad dette kan ekstrapoleres fram til år 2025. Dette innebærer også at vi, til dels, har vurdert dette etter skjønn. Det er ikke andre data eller kilder tilgjengelige til å vurdere dette.

Vedfyring

Utslipp av svevestøv fra vedfyring ble framskrevet til 2025 av Norsk energi på oppdrag fra Miljødirektoratet. Framskrivningen av vedforbruk og -utslipp ble gjort per kommune og tar hensyn til befolkningsvekst, utskifting av gamle til nyere ovner og forandring i vedforbruk (Norsk Energi, 2019). På landsbasis forventes vedforbruket å øke med 8 prosent i perioden 2016 til 2025. Andelen nye ovner, som slipper ut mindre svevestøv enn eldre ovner, forventes imidlertid å øke fra 55 prosent til 73 prosent i perioden 2016 til 2025. Resultatet er en netto reduksjon i svevestøvutslipp fra vedfyring med 7 prosent fra 2016 til 2025.

Industri

For utslipp fra industri har vi i framskrivningen lagt til grunn at utslippene reduseres med 3,7 prosent i perioden 2016 til 2025, basert på framskrivningene utarbeidet i forbindelse med Nasjonalbudsjettet for 2019 (NB 2019).

Skip

På grunn av manglende datagrunnlag ble utslipp av svevestøv fra skip holdt konstant fra nå-situasjonen i 2016 til referansesituasjonen i 2025.

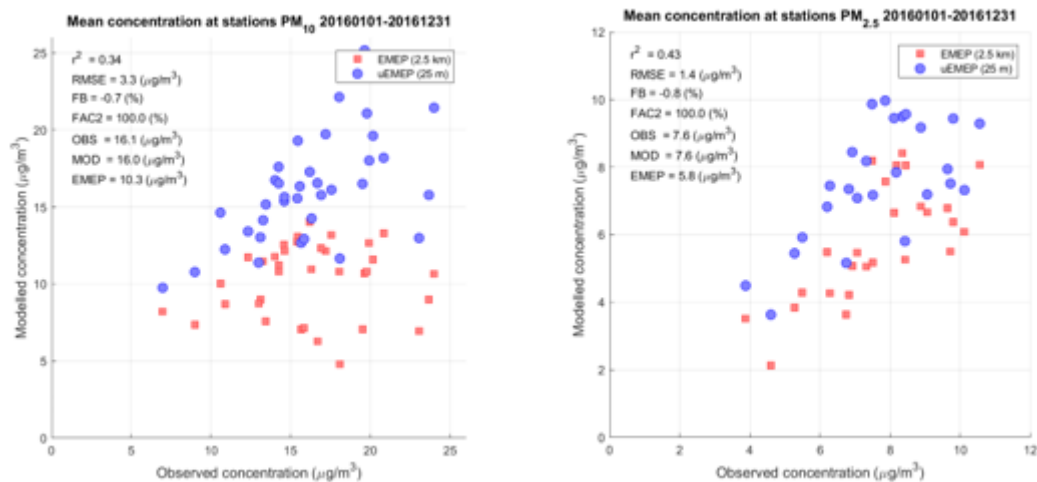
Langtransporterte utslipp

I tillegg til norske utslipp forventer vi at globale og europeiske utslipp forandrer seg fra 2016 til 2025. Framskrivning av globale og Europeiske utslipp er basert på ECLIPSE¹¹ utslippsdata. Denne databasen inneholder utslippsscenarioer fra 1990-2030. Siden disse dataene ikke ble brukt til 2016-beregningene, ble den eksisterende CAMS-utslippsdatabasen skalert på landsbasis basert på den relative forskjellen mellom 2025 og 2015 utslipp fra ECLIPSE. Dette ga en konsistent metode for å estimere endring i bidrag fra langtransportert luftforurensing. Generelt ble de befolkningsvektede svevestøv-konsentrasjonene per kommune redusert med 0,1 - 0,5 µg/m³ som resultat av disse endringene.

B.1.4 Validering og usikkerhet i spredningsmodellene

Modellberegninger har blitt sammenlignet med måledata for alle årene 2016-2019 (Berge, Denby og Wærsted, 2019). Beregnede gjennomsnittskonsentrasjoner ved alle målestasjoner er i god overensstemmelse med det de målte gjennomsnittskonsentrasjonene på målestasjoner i 2016, se Figur B-4. Det er også gjort en gjennomgang og estimering av usikkerhet i modellberegningene for året 2016, som er brukt i beregningene i Grenseverdiprosjektet.

¹¹ https://www.iiasa.ac.at/web/home/research/researchPrograms/air/Global_emissions.html



Figur B-4 Årlig gjennomsnittskonsentrasjon av PM₁₀ og PM_{2,5}. Målt (Observed) mot og modellert (Modelled) for 2016-beregninger. Blå prikker er uEMEP resultater og oransje prikker er EMEP4NO resultater

Basert på sammenligningen mellom årlige gjennomsnittskonsentrasjoner fra målestasjonene og modellberegningene ser vi en usikkerhet på rundt 20% (NRMSE: Normalised root mean square error) i både PM₁₀ og PM_{2,5} beregninger. Denne usikkerheten gjenspeiler den romlige usikkerheten i beregningene. I gjennomsnitt for alle stasjoner er feilen mindre enn 1 prosent for både PM_{2,5} og PM₁₀ (FB = Fractional Bias). Hvis usikkerheten ved målepunkter brukes til å representere alle punkter i rommet, kan vi forvente at populasjonsvektet konsentrasjon, som er et gjennomsnitt over alle rutenett der folk bor, vil være betydelig mindre enn 20 prosent, men større enn 1 prosent. Vi estimerer usikkerheten til å være 10 prosent i eksponeringsberegningene for hver kommune.

B.1.1 Referanseliste for luftkvalitetsberegninger

Berge, E., Wærsted, E.G. og Denby, B., 2019. Varsling av luftkvalitet i Norge. Validering av varslede PM₁₀, PM_{2,5}, NO₂ og O₃ konsentrasjoner for vintersesongen 2018/2019. METreport NO 06/2019.

Grythe, H., Lopez-Aparicio, S., Vogt, M., Thanh, D.V., Hak, C., Halse, A.K., Hamer, P. og Santos G.S., 2019. The MetVed model: development and evaluation of emissions from residential wood combustion at high spatio-temporal resolution in Norway. Atmospheric Chemistry and Physics, volum 19, issue 15. <https://doi.org/10.5194/acp-19-10217-2019>

Meteorologisk instiutt og Miljødirektoratet, 2019. Dokumentasjon av metoder til utslippsberegninger; <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2019/desember-2019/varslingstjeneste-luftkvalitet-i-norge/>

Madslie, A., Hulleberg, N. og Kwong, C. K., 2019. Framtidens transportbehov Framskrivninger for person- og godstransport 2018-2050, TØI rapport 1718/2019. <https://www.toi.no/getfile.php?mmfileid=51596>

Norsk Energi, 2019. Framskriving av utslipp av PM₁₀ og PM_{2,5} fra vedfyring for referansesituasjon - kommuner. Borgnes, D. Upublisert rapport.

Norsk institutt for luftforskning, 2019. Model Development for high-resolution emissions from residential wood combustion. Lopez-Aparicio, S., Grythe, H. og Vogt, M. NILU report 32/2018. Rapport M-1261 | 2019.

B.2 Tiltaksbeskrivelser

Overordnet om kostnader ved tiltakene

Gjennomføring av tiltakene kan ha både kostnader og nytteeffekter for samfunnet. For eksempel kan økt piggfriandel bidra til mindre slitasje på asfaltdekke, og dermed redusere behovet for vedlikehold som vil være en nytteeffekt av tiltaket utover helseeffektene. Kostnadene er merkostnader sammenliknet med ikke å gjennomføre tiltak, altså differansen mellom referansesituasjonen i 2025 og situasjonen i 2025 med tiltak. Merkostnadene omtales i det følgende som oftest kun som kostnader.

I figurene som illustrerer tiltakskostnadene er positive tall kostnader og negative tall nyttevirkinger. Nettokostnaden fremkommer ved å summere kostnadene og nyttevirkningene.

B.2.1 Driftstiltak på vei

Bakgrunn

Oppvirvlet veistøv er svevestøv som kommer fra slitasje av asfalt, bildekk eller bremses. I tillegg kan strøsand og grus knuses og bli en kilde til veistøv og som biltrafikken virvler opp slik at det blir svevestøv. Nedbør og rengjøring kan fjerne mye av veistøvet som ligger langs veibanen og som utgjør en kilde til svevestøv.

Typiske driftstiltak på veinettet er snøbrøyting, salting, sanding, støvdemping og vårrengjøring. Hensikten med driftstiltakene er å opprettholde veiens funksjon slik den er bygd. For å redusere mengden svevestøv fra veinettet er det i hovedsak rengjøring av veiene og støvdemping som er aktuelle driftstiltak. Støvdemping er veisaltning med bruk av et toverdig salt (vanligvis magnesiumklorid - $MgCl_2$). Det holder veibanen fuktig fordi det er saltet er hygroskopisk (trekker til seg vann) og binder veistøvet. Tiltaket kan gjentas opptil flere ganger i uka. Rengjøring av veiene bidrar til å fjerne bundet veistøv som ligger igjen i veibanen. Rengjøringen defineres her som et tiltak som ikke omfattes av den ordinære vårrengjøringen, den gjennomføres tidligere på året og gjentas flere ganger ved behov, kanskje 2-6 ganger i løpet av vintersesongen. Støvdemping av veinettet kombinert med nødvendig rengjøring, bidrar til betydelig mindre svevestøv. Støvdempingstiltak, ofte sammen med nødvendig rengjøring, brukes i dag i større eller mindre grad i alle kommunene som er analysert i dette arbeidet.

Strøsand som brukes til framkommelighet, er en kilde til svevestøv. Sand som inneholder finstoff (meget små partikler) bidrar til mer svevestøv. Vasket strøsand inneholder mindre finstoff og avgir derfor mindre svevestøv. Brøytekanter som inneholder veistøv, er en kilde til svevestøv når den smelter og tørker opp. Snørydding er dermed et tiltak mot svevestøv. (Trondheim kommune, 2018).

Tiltaket

Tiltaket foreslått i denne rapporten går ut på å forsterke støvdempingen. Dette er et straktiltak som også har langsiktig effekt og virker også på årsmiddel. Tiltaket reduserer bidraget fra veistøv og senker støvnivået i noen timer, og ofte så mye at den aktuelle dagen ikke oppnår et døgnmiddelnivå for PM_{10} som er over $50 \mu g/m^3$. Dette er et viktig virkemiddel for å redusere nivået av svevestøv og spesielt døgnmiddelnivået. Vi legger til grunn at støvdempingstiltakene, og nødvendig rengjøring, som er beregnet i situasjonen i 2025 med tiltak er en forbedring i forhold til i dag for hver kommune. Et mulig insentiv for et slikt

omfattende regime er reduksjon av antall tillatte overskridelser av grenseverdien for døgnmiddel av PM_{10} (se kapittel 3.4)

Støvdemping med magnesiumklorid har størst virkning på grovfraksjonen av PM_{10} ($PM_{10}-PM_{2,5}$). Målinger på 2000-tallet i Kirkeveien i Oslo viser at konsentrasjonen falt signifikant med 27 prosent etter utført tiltak (Norsk regnesentral, 2010). Effekt for hele PM_{10} -fraksjonen var på 14 prosent reduksjon per gang man utførte tiltaket. Effekten på $PM_{2,5}$ var ikke signifikant, og var på om lag 5 prosent reduksjon.

Mulige virkemidler

Flere byer har brukt støvbinding siden begynnelsen av 2000-tallet, og operatører, byggherrer og entreprenører sitter med lang og god erfaring med dette tiltaket. Trondheim kommune, ved Trondheim Bydrift, har utviklet sammen med andre veieiere, en beredskapsplan som i stor grad hindrer at PM_{10} -nivået kommer over $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som gjennomsnitt per døgn. Målet er å unngå mer enn 2 sammenhengende dager over grenseverdien for døgnmiddelnivået, som er $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Denne erfaringen er nødvendig å formidle til andre kommuner og veieiere som skal holde antallet dager med høy luftforurensing på et lavt nivå. Beredskapsplanen til Trondheim kommune omfatter også miljøfartsgrense (se B.2.3) og forbud mot bruk av piggdekk i sentrum, som om nødvendig kan innføres som strakstiltak. For å følge opp beredskapsplanen og gjennomføre nødvendige beslutninger, må det foreligge måledata og prognoser. Det kan skje gjennom et beslutningsstøttesystem, eventuelt som en del av varslingsstjenesten for luftkvalitet, for å sikre at rett tiltak blir utført til rett tid.

Dersom tiltaket skal gjennomføres med mål om å redusere høye døgnmidler, er det viktig at utførende operatør/entreprenør har incentiver til å iverksette tiltak på de tidspunktene det er mest kritisk raskt å redusere svevestøvkonsentrasjonene. Det kan være mulig å regulere dette gjennom kontraktsutforming, for eksempel ved belønnings- eller sanksjonsordninger ved over- eller underoppfyllelse av kontrakten. Det kan også være mulig å regulere dette gjennom tildelingskriterier i anbudene.

Kostnader ved tiltaket

Tiltaket innføres i ulikt omfang i ulike kommuner, både med hensyn til strekninger og kostnadene ved å gjennomføre tiltaket.

En utfordring med å anslå kostnader ved tiltaket er at støvbinding og nødvendig renhold vanligvis inngår som deler av større driftskontrakter som omfatter all drift av veinettet. Slike kontrakter omfatter ikke kun innsatsfaktorene ved tiltakene, men også kostnader til beredskap, overhead etc. som en del av totalleveransen. Det er derfor vanskelig å skille ut de konkrete delkostnadene til henholdsvis støvbinding og renhold. Generelt kan vi si at støvbinding har en vesentlig lavere kostnad sammenliknet med rengjøring. Spredning av $MgCl_2$ -løsning kan utføres med lastebil som brukes i vinterdriften i tilnærmet vanlig kjørefart. Rengjøring krever sakte kjøring med spesialutstyr, og krever kanskje også bruk av støtputebil der trafikken er stor (firefelt) og veien er skiltet med relativ høy fart (Oslo).

Trondheim kommune har kommet langt i å oppnå gode resultater ved hjelp av driftstiltak, og vi har derfor lagt til grunn metoden som brukes i Trondheim også i de andre kommunene. Basert på kostnadene i Trondheim har vi, korrigert for kommunens størrelse og kostnader ved dagens driftstiltak, estimert merkostnadene ved utvidede driftstiltak i de aktuelle kommunene. Det er

naturligvis knyttet usikkerhet til en slik tilnærming, men vi mener likevel at metoden gir et relativt realistisk anslag på hva som kan forventes av kostnader ved innføring av et tilsvarende driftsregime som finnes i Trondheim overført til de andre kommunene vi har utredet, se Tabell B-1 og Tabell B-2.

Tabell B-1 Kostnader (ekskl. mva.) for driftstiltak i Trondheim kommune. Kilde: Tiltaksutredning Trondheim kommune (Trondheim kommune, 2018)

Veier i Trondheim	Kostnad for renhold [kr]	Kostnad for støvbinding [kr]	Veinett [km]
Kommunale veier	3 200 000	790 000	90
Fylkesveier	1 604 010	395 990	25
Riksveier/Europaveier	802 005	197 995	50
Sum	5 606 015	1 383 985	165

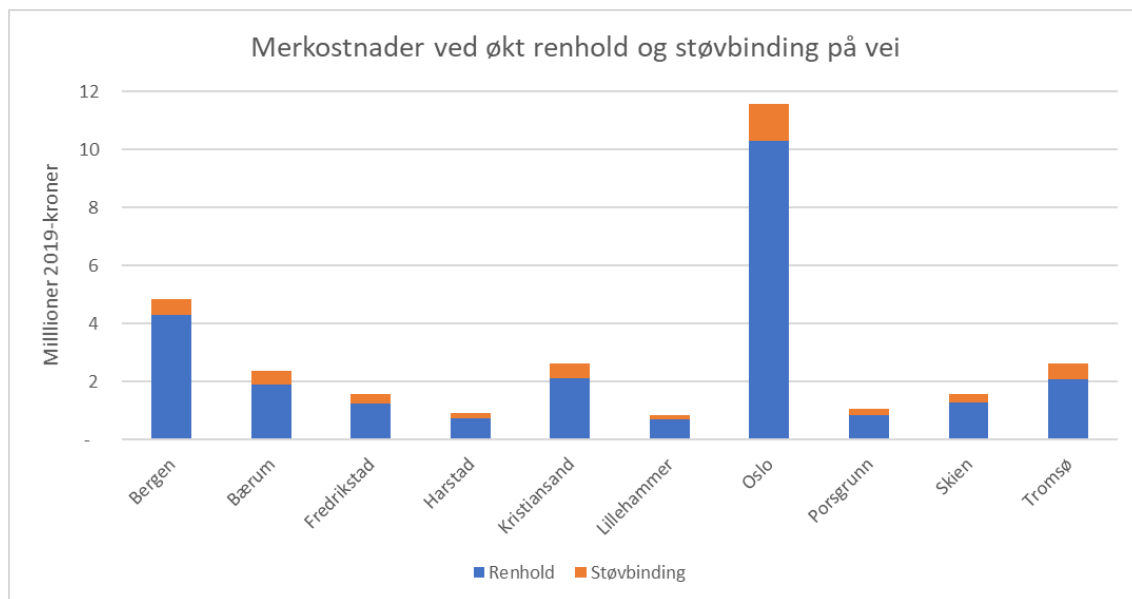
Vi overfører disse kostnadene til andre kommuner med følgende metode:

- 1) Vi etablerer en faktor som bygger på kommunenes innbyggertall for å skalere forholdet mellom de 10 kommunene, se kolonne A i Tabell B-2. Trondheim er ikke med blant de 10 eksempelkommunene.
- 2) Vi multipliserer kostnadene fra Trondheim (Tabell B-1) med skaleringsfaktoren i kolonne A i Tabell B-2. Dette gir estimerte kostnader for renhold og støvbinding i kolonne B og C i Tabell B-2.
- 3) Det gjennomføres i dag driftstiltak mot veistøv i de fleste kommuner i Norge. Kostnadene i kolonne B og C omfatter både ordinære tiltak og ekstraordinære tiltak. Fordi vi vil skille ut kostnadene for de ekstraordinære tiltakene, trekker vi i fra den andelen som representerer kostnaden for dagens driftstiltak i hver kommune. Dette er gjort i kolonne D og E. Prosentene som er gitt i disse kolonnene er basert på svar fra en utsendt spørreundersøkelse (Questback) fra Miljødirektoratet i Grenseverdiprojektet. I tillegg har Vegdirektoratet basert på egne erfaringer, gjort en selvstendig vurdering.
- 4) Kolonnene F og G viser den endelige estimerte merkostnaden for hver kommune som er knyttet til å forsterke driftstiltakene.

Tabell B-2: Estimerte merkostnader for driftstiltak i tiltakspakken i 2025. 2019-kroner ekskl. skatter og avgifter.

	A	B	C	D	E	F	G
	Kommune størrelse relativt til Trondheim	Estimert kostnad for renhold	Estimert kostnad for støvbinding	Fratrekk for gjeldende renhold	Fratrekk for gjeldende støvbinding	Estimert tilleggs-kostnad for renhold	Estimert tilleggs-kostnad for støvbinding
Kommune	Faktor	kr/år	kr/år	Prosent	Prosent	kr/år	kr/år
Oslo	3,67	20 600 000	5 100 000	50 %	75 %	10 300 000	1 280 000
Bergen	1,53	8 600 000	2 100 000	50 %	75 %	4 300 000	530 000
Bærum	0,68	3 800 000	900 000	50 %	50 %	1 900 000	450 000
Fredrikstad	0,44	2 500 000	600 000	50 %	50 %	1 250 000	300 000
Skien	0,30	1 700 000	400 000	25 %	25 %	1 280 000	300 000
Porsgrunn	0,20	1 100 000	300 000	25 %	25 %	830 000	230 000
Kristiansand	0,50	2 800 000	700 000	25 %	25 %	2 100 000	530 000
Lillehammer	0,15	900 000	200 000	25 %	25 %	680 000	150 000
Tromsø	0,41	2 300 000	600 000	10 %	10 %	2 070 000	540 000
Harstad	0,14	800 000	200 000	10 %	10 %	720 000	180 000

Figur B-5 viser beregnede merkostnader for alle kommunene i millioner 2019-kroner. Kommuner med mye vei der det forutsettes tiltak får generelt størst kostnader.



Figur B-5 Merkostnader ved økt renhold og støvbinding for alle kommuner inkludert i tiltakspakke 1 (Bærum, Harstad, Oslo, Tromsø) og 2a (alle). Millioner 2019-kroner.

I tillegg til de kvantifiserte kostnadene ved tiltaket kan salting av veien med magnesiumklorid gi korrosjonsskader på kjøretøy, kunne gi skader på betongkonstruksjoner med dårlig betongkvalitet og gi negative effekter på vannmiljøet. Fordi $MgCl_2$ er hygroskopisk kan store mengder utlagt på veien gjøre veien glatt, noe som gir dårlige kjøreforhold og øker ulykkesrisikoen. Disse kostnadene er ikke kvantifisert. Renhold vil imidlertid fjerne mye av saltet, og bidra til å begrense de ovennevnte effektene.

Barrierer

Støvdemping forutsetter at entreprenørene og driftsenhetene har tilgang til beslutningstøtte som gjør dem i stand til å planlegge tiltakene og gjennomføre tiltakene når det er nødvendig og tidspunktet er optimalt. I dag finnes ikke dette beslutningsstøttesystemet i et samlet fagmiljø. Denne beslutningstøtten vil måtte ta utgangspunkt i utførte driftstiltak og måledata i sanntid, samt varslings-tjenesten for luftkvalitet¹² og andre digitale tjenester som Meteorologisk institutt støtter, herunder værvarslings-tjenester og Vegvær.

Tiltaket er en tilleggskostnad for veieier og må få prioritet i budsjetter både i kommunene, fylkene og staten.

Støvdemping og nødvendig rengjøring er forebyggende tiltak. Det er krevende for operatør å hente seg inn, hvis det først har lagt seg et betydelig støvdepot og veibanen er blitt knusktørr uten at det er gjennomført tiltak. Skal straktiltakene ha god effekt også på de tørreste dagene om høsten og våren og når mange bruker piggdekk, viser erfaringene fra Trondheim at støvdemping må gjennomføres opptil flere ganger om dagen og rengjøring flere ganger i uka. Det krever en beredskapsplan som må følges opp daglig.

¹² Luftkvalitet i Norge: <https://luftkvalitet.miljostatus.no/>

Nytten ved tiltakene tilfaller i mange tilfeller ikke de som tar kostnadene ved å gjennomføre dem. Selv om en veieier dekker kostnadene ved driftstiltak er det primært befolkningen som får nytten i form av unngått helsetap som følge av redusert eksponering for svevestøv. Fordi helseeffektene ikke har direkte budsjettvirkninger for aktørene er de lite synlige, og det er påregnelig at de derfor tillegges mindre vekt enn andre tilsvarende store nyttevirksomheter.

B.2.2 Økt bruk av piggfrie vinterdekk

Bakgrunn

Bruk av piggdekk er den viktigste årsaken til slitasje på asfalten og produksjon av veistøv. På enkelte typer vinterføre er det en fordel med bruk av piggdekk da det gir bedre veigrep. Videre er det en fordel at en andel av bilene på veien kjører med piggdekk, fordi det motvirker polering av veibanen og sikrer tilstrekkelig friksjon for alle trafikanter. Hvor stor andel piggdekk som er optimalt er avhengig av klima, topografi, trafikkvolum, infrastruktur og andre lokale betingelser.

Bruk av piggdekk er nedadgående i de fleste kommunene i Norge, utenom i områder der vi ser mer skiftende vær og nedbør i temperaturområdet rundt 0 °C. Trafikkvolumet er imidlertid økende, slik at antall biler med piggdekk ikke nødvendigvis går ned alle steder. Der føret på veien er vekslende og mer krevende, er det mange som foretrekker å bruke piggdekk. Der kan føret skifte fra tørr asfalt, til godt vinterføre, til glatt is, på kort tid. Klimaendringer med mer vekslende vær, kan forsterke ønsket om å bruke piggdekk, samtidig som kortere vintere reduserer behovet for piggdekk om våren.

Tiltaket

Tiltaket er at flere bilister velger piggfrie vinterdekk, men likevel slik at fordelene med tiltaket er større enn ulempene. Det må da balanseres mellom hensynet til miljø, trafiksikkerhet, framkommelighet og veislitasje. Mellom byene der trafikkvolumet er lavt, og svevestøv er et mindre problem, kan det tillates en noe høyere piggdekkandel enn i byene på grunn av dårligere framkommelighet grunnet glatt føre. Erfaringer viser at de største bykommunene i Sør-Norge kan ha en piggfriandel på 85-90 prosent uten at ulempene blir uakseptabelt høye. For større byer som Trondheim med mer vekslende vinterføre, kan 80 - 85 prosent være et bedre måltall. I Innlandet kan lokale forhold tilsi 65 prosent. I Nord-Norge har vi foreslått en piggfriandel på 40 prosent for Tromsø og Harstad. Dette er i tråd med Tromsø kommunes egne målsetninger.

Tabell B-3 viser den registrerte andelen biler som kjørte med piggfrie dekk (piggfriandelen) i år 2016, den forventede piggfriandelen i referansesituasjonen i 2025 uten ytterligere tiltak, og den piggfriandelen vi har lagt til grunn i 2025 med tiltak. Forventet piggfriandel i år 2025 er basert på analyse av den historiske trenden og en vurdering av i hvilken grad dette kan ekstrapoleres fram til år 2025.

Tabell B-3 Andel biler som kjørte med piggfrie dekk (piggfriandelen) i 2025 før og etter tiltak i eksempelkommunene.
 * Piggfriandelen er ikke økt i Oslo og Bærum, men piggdekkseongen er forkortet med 15 dager på våren for å redusere mengden svevestøv produsert.

Kommune	Registrert piggfriandel i 2016 Dagens situasjon	Antatt piggfriandel i referansesituasjon 2025	Forutsatt piggfriandel i tiltaket i 2025
Oslo*	88 %	92 %	92 %
Bergen	87 %	88 %	90 %
Bærum*	87 %	90 %	90 %
Fredrikstad	80 %	85 %	90 %
Skien	68 %	80 %	85 %
Porsgrunn	68 %	80 %	85 %
Kristiansand	63 %	68 %	80 %
Lillehammer	48 %	55 %	65 %
Tromsø	15 %	17 %	40 %
Harstad	11 %	14 %	40 %

* I tillegg til høyere piggfriandel så legger vi til grunn at perioden det brukes piggdekk, kortes ned med 15 dager om våren for alle kommuner i tiltaket.

Tiltaket virker i første rekke mot grovfraksjonen av PM_{10} , men det gir også en effekt på finfraksjonen. Ca. 13 prosent av veistøv tilhører finfraksjonen ($PM_{2,5}$).

Mulige virkemidler

Økt piggfriandel kan oppnås med innføring av gebyrsone for bruk av piggdekk. Kommuner som har innført slike gebyrsoner, har opplevd kraftig økning i andelen piggfrie vinterdekk i samsvar med målene. Så langt har Oslo, Bergen, Stavanger og Trondheim har innført gebyrordning. Eksempelvis økte andelen av piggfrie vinterdekk med ca. ti prosentpoeng både i Trondheim og Stavanger da piggdekkgebyr ble innført i hhv. 2016 og 2017.

Piggdekkgebyrordningen gir betydelig inntekt til kommunen og følger prinsippet om at forurensere betaler.

For å oppnå den høyere piggfriandelen som er forutsatt i Tabell B-3 for 2025, kan det bli nødvendig å innføre gebyr for bruk av piggdekk i en rekke kommuner; og på andre måter enn i dag. Vi legger til grunn at *Forskrift om gebyr for bruk av piggdekk og tilleggsgebyr* videreutvikles slik at den blir mer fleksibel og mer attraktiv for kommunene. Med det mener vi at gebyrordningen blir gjeldende i de områdene og på de tidspunktene det er mest veistøv i norske kommuner. Problemet med veistøv er vanligvis størst om våren. Gebyrordningen bør f.eks. gi insentiver til at bileierne skifter fra piggdekk til sommerdekk tidligere på våren, når føret tillater det. Kommunene bruker i dag kommunegrensa som gebyrsone. Forskriften åpner for å bruke mindre geografiske soner, for eksempel begrenset til sentrum i en kommune.

Flere kommuner melder om at det er en del bilister som bruker piggdekk, men som ikke betaler gebyret. En styrket håndheving kan derfor forsterke virkningen av en gebyrsone. Egne automatiske kontrollpunkter, som kontrollerer bruk av piggdekk og om gebyr er betalt, kan gjøre ordningen mer effektiv gitt at dette kan gjennomføres til en akseptabel kostnad.

Alternative virkemidler kan for eksempel være panteordninger, restriksjoner eller nedkortet piggdekk sesong, f.eks. ved at forskrift om bruk av kjøretøy § 1-4, punkt 3 endres slik til at piggdekk sesongen avsluttes 15 dager tidligere eller til en fast dato.

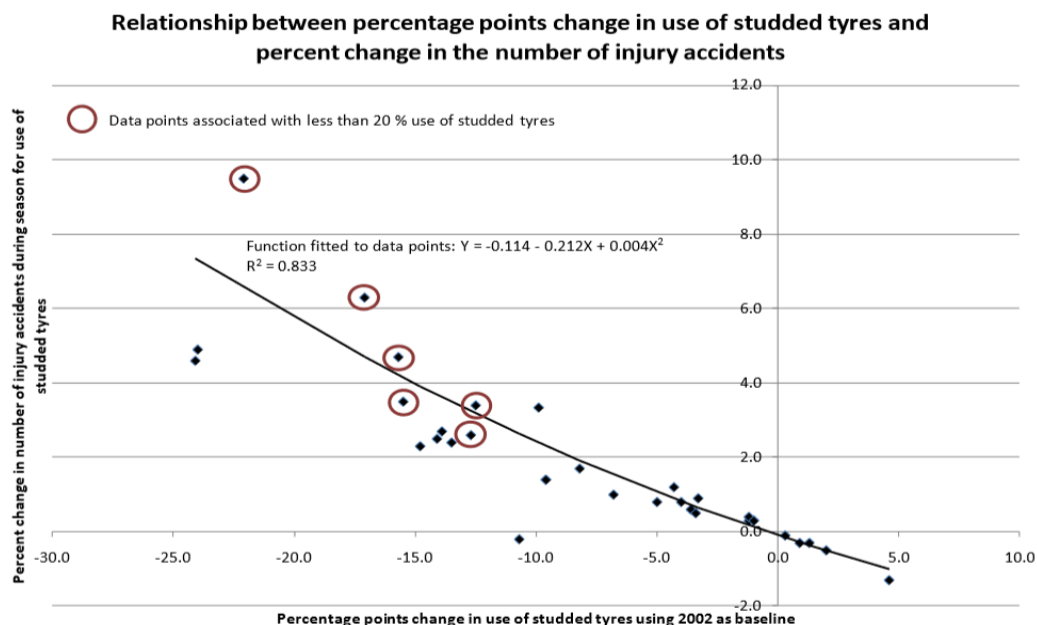
Kostnader ved tiltaket

Tiltaket er ulikt skalert i de ti kommunene, noe som gir ulike kostnadsanslag på tiltaket for hver kommune.

Utenom redusert svevestøv er det i hovedsak tre faktorer som påvirker kostnadene ved økt bruk av piggfri dekk: økt ulykkesfrekvens, reduserte vedlikeholdskostnader og økte virkemiddelkostnader.

Flere ulykker

Statens vegvesen har tilgjengelige data for trafikkulykker i Norge, med tilhørende samfunnsøkonomiske kostnader. Transportøkonomisk institutt har analysert sammenhengen mellom trafikkulykker og bruk av piggdekk. Analysen viser at redusert bruk av piggdekk påvirker ulykkestallene. Antall ulykker øker med to prosent når piggfriandelen øker med ti prosentpoeng, men beregningen er ikke statistisk signifikant (Transportøkonomisk institutt, 2011). Tallene bygger på tall fra 2002-2009. Mønsteret er likevel så systematisk at vi har lagt denne effekten til grunn i utredningen, se Figur B-6 nedenfor.



Figur B-6 Forholdet mellom endring i bruk av piggdekk og endring i antall trafikkulykker gjennom piggdekk sesongen - for byer i perioden 2002 til 2009. Hentet fra TØI, 2011.

Antall trafikkulykker i Norge er imidlertid nedadgående og det forventes at antallet vil fortsette å gå ned fram til 2025, som er analyseåret for vår utredning. Basert på historiske data og analyser fra Transportøkonomisk institutt legger vi til grunn for referansesituasjonen at antall trafikkulykker i år 2025 vil være 80 prosent av antall ulykker i årene 2016-2018 (Transportøkonomisk institutt, 2016).

Tabell B-4 Samfunnsøkonomiske kostnader ved flere ulykker på grunn av redusert bruk av piggdekk. Avrundet til nærmeste 100 000 for årlige ulykkeskostnader, og nærmeste 10 000 kroner for merkostnader. 2016-kroner.

Kommune	Referanse- bane 2025	2025 med tiltak	Årlig ulykkes- kostnad 2016-2018 (millioner 2016 kr)	Endring i antall ulykker i piggdekk- sesongen (152 dager)	Endring i antall ulykker i april (14 dager)	Samfunns- økonomisk merkostnad framskrevet til 2025 (2016-kr)
Oslo	92,0 %	92,0 %	1 140,5	0,0 %	1,6 %	500 000
Bergen	88,0 %	90,0 %	352,0	0,4 %	2,0 %	1 000 000
Bærum	90,0 %	90,0 %	228,3	0,0 %	2,0 %	130 000
Fredrikstad	85,0 %	90,0 %	140,9	1,0 %	2,0 %	880 000
Skien	80,0 %	85,0 %	126,3	1,0 %	3,0 %	820 000
Porsgrunn	80,0 %	85,0 %	76,7	1,0 %	3,0 %	500 000
Kristiansand	68,0 %	80,0 %	127,9	2,4 %	4,0 %	1 890 000
Lillehammer	55,0 %	65,0 %	75,4	2,0 %	7,0 %	1 000 000
Tromsø	17,0 %	40,0 %	90,1	4,6 %	12,0 %	2 660 000
Harstad	14,0 %	40,0 %	34,8	5,2 %	12,0 %	1 150 000

I sum gir redusert bruk av piggdekk en forventet ulykkeskostnad i år 2025 på ca. 11,2 millioner 2016-kroner for disse ti kommunene.

Reduserte vedlikeholdskostnader:

Piggdekk sliter mer på veiene enn piggfrie dekk, og økt andel piggfrie dekk gir derfor mindre behov for reasfaltering.

Økt andel piggfrie dekk gir også en samfunnsøkonomisk besparelse gjennom økt levetid på veidekket. Statens vegvesen region øst har rapportert at levetiden på veidekket på en høytrafikkert vei økte fra ca. 3 år til ca. 6 år i den perioden piggfriandelen i Oslo økte fra 10 prosent til 85 prosent. Levetiden på veidekket på av- og påkjøringsrampene økte tilsvarende fra ca. 5 år til ca. 13 år. Oslo har ca. 70 felt-kilometer med ramper og ca. 530 felt-kilometer med vei med ÅDT høyere enn 10.000. Videre koster hver reasfaltering ca. 550 000 kr (2013-kroner) per felt-kilometer vei og ca. 1 million kr per felt-kilometer rampe. Ut fra dette tallmaterialet gav en reduksjon på 1 prosentpoeng piggdekk en besparelse i vedlikehold på ca. 770 000 kr (2013-kroner) i Oslo. Dette er overslagstall som viser kostnad per kilometer og prosentpoeng endring i piggfriandel. Denne kilometerkostnaden er brukt for de andre byene og skalert i forhold til størrelsen på kommunen og endringen i piggfriandelen. Kostnadene for asfaltering er neppe vesentlig forskjellig mellom de ulike deler av landet. Tabell B-5 gir oversikt over besparelsen for hver kommune. På grunn av ekstrapoleringen fra erfaringstallene fra Oslo er det usikkerhet knyttet til disse estimatene.

Tabell B-5 Besparelser ved redusert slitasje på veidekke på grunn av lavere andel personbiler med piggdekk. Besparelsene er summert før avrunding, og avrundet til nærmeste 10 000. 2013-kroner.

Kommune	Endring i andel piggfritt	Besparelse for færre piggdekk (2013-kroner)	Besparelse for kortere piggdekk -sesong (2013-kroner)	Sum (2013-kroner)
Oslo	0,0 %	0	520 000	520 000
Bergen	2,0 %	590 000	270 000	860 000
Bærum	0,0 %	0	120 000	120 000
Fredrikstad	5,0 %	430 000	80 000	500 000
Skien	5,0 %	280 000	80 000	360 000
Porsgrunn	5,0 %	190 000	50 000	240 000
Kristiansand	12,0 %	1 150 000	180 000	1 330 000
Lillehammer	10,0 %	290 000	90 000	390 000
Tromsø	23,0 %	1 810 000	440 000	2 250 000
Harstad	26,0 %	690 000	150 000	840 000

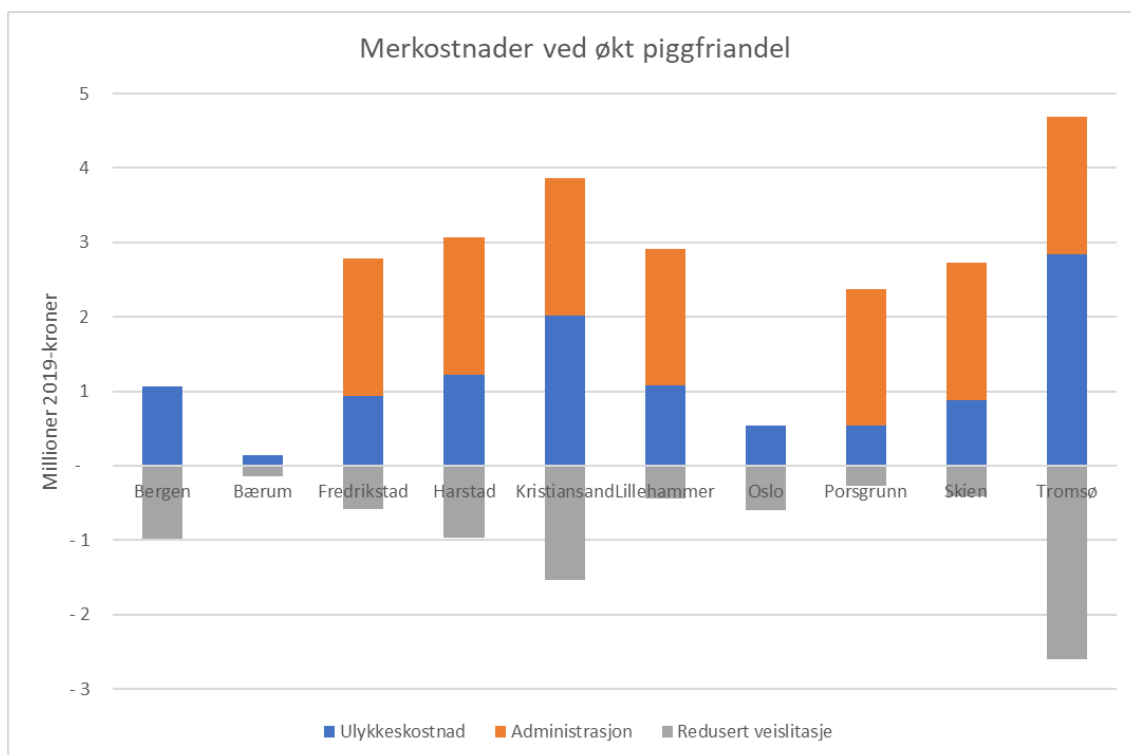
Besparelse i reasfaltering som følge av færre piggdekk og kortere periode med piggdekk, blir ca. 8,5 millioner 2019-kroner for disse ti kommunene.

Virkemiddelkostnader

Dersom man velger å innføre gebyrsone for piggdekk som virkemiddel for å gjennomføre tiltaket medfører dette noen etableringskostnader og administrasjonskostnader. Betaling av selve gebyret er en omfordeling av pengene i samfunnet og bidrar ikke til kostnader i samfunnsregnskapet. Fordi gebyrsone framstår som det mest aktuelle virkemiddelet kommunene har tilgjengelig for å oppnå tiltaket, har vi her sjablongmessig anslått virkemiddelkostnader knyttet til administrasjon ved å øke andelen piggfrie dekk til 1,8 millioner kroner. Vi har tatt utgangspunkt i at kommunene innfører gebyrordning tilsvarende Trondheim kommune, og at de vil ha de samme administrative kostnadene ved å forvalte ordningen ettersom oppgaven er omtrent like omfattende uavhengig av kommunens størrelse (Trondheim kommune, 2018). For kommuner som allerede har gebyrordning forutsetter vi at det ikke vil være behov for økt ressursbruk til administrasjon, til tross for en eventuell endring i innretningen av gebyret. Som det fremgår av Figur B-7 utgjør virkemiddelkostnaden en relativt stor andel av totalkostnadene ved å gjennomføre tiltaket, særlig for enkelte av kommunene. Vi understreker at det er usikkerhet knyttet til dette estimatet, og at kommunene selv må vurdere hvilke virkemidler de ønsker å benytte i praksis.

Totalkostnader

Kommuner der mange av innbyggerne bruker piggdekk i dag vil ha de største kostnadene ved økt piggfriandel. Dette kommer av at det er lagt til grunn større reduksjoner i bruken av piggdekk her, og dermed større kostnader tilknyttet økt ulykkesfrekvens.



Figur B-7 - Kostnadskomponenter ved økt piggfriandel for alle kommuner inkludert i tiltakspakke 1 (alle utenom Porsgrunn og Skien) og 2a (alle). Millioner 2019-kroner. Negative kostnader er nyttevirkninger.

Barrierer

Hjemmelen til å innføre gebyrsone for bruk av piggdekk er gitt kommunestyret. Dette krever politisk flertall, og innføring av piggdekkgebyr har vært omstridt i flere kommuner som har vurdert dette.

Gebyrsone er et av virkemidlene kommunen ved siden av forbud mot piggdekk etter veitrafikkloven § 7 kan velge å ta i bruk dersom situasjonen krever det. Gebyrsone krever samtykke fra Vegdirektoratet, men direktoratet kan ikke overprøve kommunen som forurensningsmyndighet, bare påse at gebyrsonen er regulert forsvarlig og at trafikantens rettssikkerhet er ivaretatt, slik de er i kommunene Oslo, Bergen, Stavanger og Trondheim.

B.2.3 Miljøfartsgrense

Bakgrunn

Farten bilene har på veien, er en viktig faktor for produksjon og spredning av svevestøv. Å redusere farten er derfor et tiltak for å redusere mengden svevestøv. Det kan oppnås med nedskilting til en lavere fartsgrense og/eller bedre håndheving av fartsgrensen der den overskrides mye. Miljøfartsgrense ble første gang brukt i Oslo som strakstiltak i år 2000, og fra år 2005 har den mer eller mindre blitt brukt som fast tiltak. I 2013 ble miljøbegrunnet fartsgrense hjemlet i vegtrafikkloven. De siste årene har det blitt stilt spørsmål om tiltaket er samfunnsøkonomisk lønnsomt. I anbefaling til nye grenseverdier i 2014 (rapport M-129) beregnet Statens vegvesen at tiltaket var lønnsomt, men med stor usikkerhet. Til grenseverdiprosjektet har vi imidlertid hatt tilgang til én nyere fagfellekvurdert vitenskapelig studie (Lopez-Aparicio m. fl., 2020). Denne artikkelen bekrefter at bruk av miljøfartsgrense i Oslo er samfunnsøkonomisk lønnsomt. Våre samfunnsøkonomiske beregninger i

grenseverdi prosjektet er basert på denne artikkelen. Etter det vi erfarer, er dette den eneste samfunnsøkonomiske analysen av miljøfartsgrense som har blitt akseptert for publisering i et vitenskapelig tidsskrift.

Tiltaket

Tiltaket kan i prinsippet brukes i alle kommuner, siden tiltaket har effekt ved ulike hastigheter. Tiltaket gir best effekt på veier med høy hastighet og høyt trafikkvolum, og der det er tørt klima og bebyggelse står nær de aktuelle veiene. Miljøfartsgrense er i dag bare innført i Oslo på fire veistrekninger; Ring 3 (Riksvei 150 og E6), Trondheimsveien (Riksvei 4), Østre Aker vei (Riksvei 163) og E18 vest for Oslo sentrum. Det antas at miljøfartsgrensen videreføres til 2025 for disse veistrekningene. I situasjonen i 2025 med tiltak er det innført miljøfartsgrense på ytterligere to strekninger i Oslo. Miljøfartsgrense er også vurdert for Fredrikstad, Kristiansand og Lillehammer, som vist i Tabell B-6.

Tabell B-6 Kommuner og veistrekninger som det er beregnet effekt av miljøfartsgrense for

Kommune	Nedskilting av fartsgrense	Bedre håndheving av fartsgrense
Bærum	Én strekning	
Fredrikstad	To strekninger	
Kristiansand	Én strekning	
Lillehammer	To strekninger	
Oslo	Én strekning (E6 nord)	En strekning (E18 vest)

Det foreligger flere norske og internasjonale studier som dokumenterer at miljøfartsgrense reduserer svevestøv nivået (Hagen m. fl., 2005 og Pirjola m. fl., 2012). Algoritmene i modellverktøyet som er brukt i dette prosjektet er basert på kunnskapen som har framkommet i de ulike felt- og laboratoriestudier. Skal nedsatt fartsgrense ha god effekt på årsmiddelnivået for PM₁₀, bør tiltaket være permanent i den perioden bilistene bruker piggdekk. Det sikrer at tiltaket har effekt hele tiden. Støvproduksjonen er ikke bare et fenomen når det er tørt. Asfalten slites ekstra mye når den er fuktig. Slitasjen kan lage spor i asfalten, som er et problem for trafikksikkerheten og den kan danne et depot av veistøv. Når veien tørker opp er depotet en kilde til svevestøv.

Spørreundersøkelser har vist at majoriteten av befolkningen i Oslo støtter bruk av miljøfartsgrense (NRK, 2012). Tiltaket møter imidlertid motstand fra enkelte grupper. Stadig brudd på miljøfartsgrensen er et problem. Tiltaket bør derfor kombineres med god informasjon for å motivere bilistene og skape forståelse for den ulempen tiltaket medfører. Gjennomføring av fartskontroller (automatisk eller manuelt) kan også være aktuelt for å øke overholdelsen av miljøfartsgrensen som bedrer effekten av tiltaket.

Mulige virkemidler

Skiltet fart kan fastsettes med begrunnelse i miljøhensyn og håndheves på samme måte som for andre hensyn, det vil si fremkommelighet og trafikksikkerhet. Virkemiddelet er å endre skiltet fartsgrense i vinterhalvåret i form av et skiltvedtak etter skiltforskriften § 28 (jf. veitrafikkloven § 6).

Trondheim kommune har definert midlertidig miljøfartsgrense som strakstiltak i sin handlingsplan (Trondheim kommune, 2018). Tiltaket innføres når behovet tilsier det.

Endret fartsgrense ved skilting vinterstid vil være et relevant virkemiddel i alle nevnte eksempelkommuner og på alle nevnte strekninger med ett unntak: For E18-Frognerstranda i Oslo anbefales det ikke å redusere skiltet fartsgrense ytterligere. På denne strekningen er det et stort potensial for bedre etterlevelse av fartsgrensa. Et mer treffsikkert virkemiddel kan derfor være forsterket håndheving, for eksempel ved hjelp av automatisk trafikkontroll (ATK, ofte omtalt som fotoboks), eventuelt streknings-ATK.

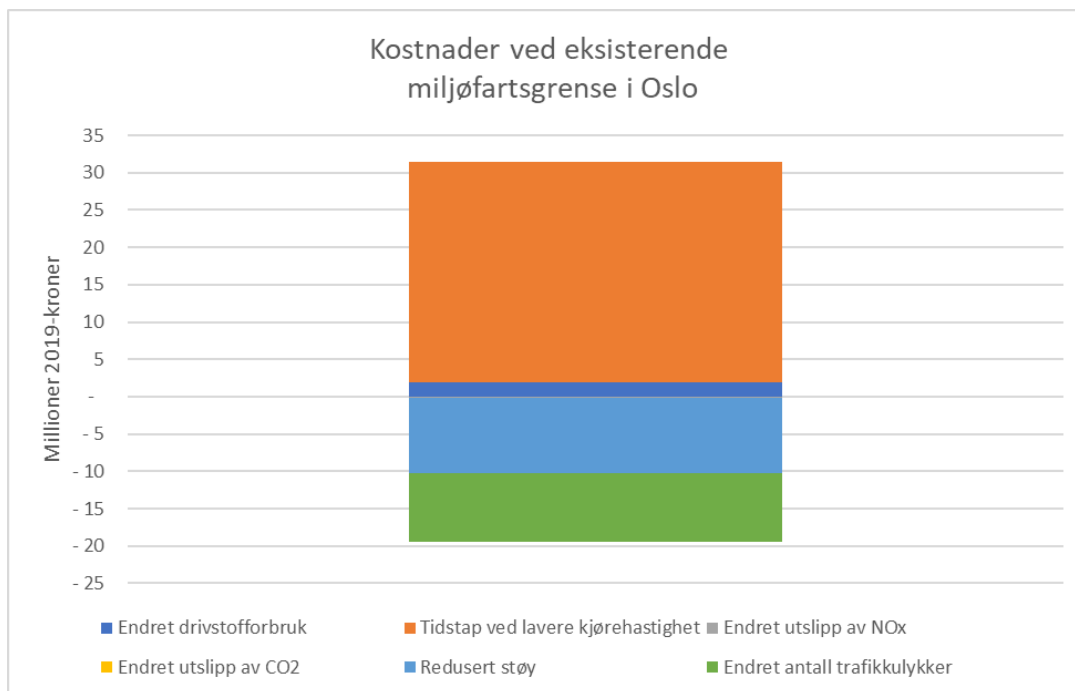
For å avhjelpe motstand mot gjennomføring av tiltaket, kan det være relevant å innføre informasjonsvirkemidler for å motivere bilistene og skape forståelse for ulempen redusert hastighet medfører for dem.

Kostnader ved tiltaket

Lokal skiltmyndighet kan innføre miljøfartsgrense. Kostnaden er knyttet til å henge opp blikkskilt på eksisterende fartsskilt og som anviser lavere fartsgrense, slik som i Oslo. Der det er fjernstyrte skilt, som i tunneler, kan disse anvendes. Å etablere fjernstyrte skilt bare for å innføre miljøfartsgrense, er kostnadskrevende. For å anslå kostnader og nytteeffekter ved nye miljøfartsgrenser har vi tatt utgangspunkt i kostnadene ved den eksisterende miljøfartsgrensen i Oslo, vist i Figur B-8. Disse verdiene er hentet fra Lopez-Aparicio m. fl., 2020.

I tillegg til reduksjon av svevestøv gir miljøfartsgrense andre kostnads- og nyttevirksomheter. Redusert hastighet gir reduksjoner i drivstofforbruk og dermed lavere utslipp av NO_x og CO₂, redusert støy og redusert antall trafikkulykker. Redusert hastighet gir også en kostnad i form av tidstap for de reisende.

Vi har lagt til grunn at kostnadene ved å innføre miljøfartsgrense henger sammen med trafikkvolumet på veistrekningen, lengden på veistrekningen og den reelle fartsreduksjonen på strekningen. Basert på disse antagelsene har vi anslått kostnader for nye strekninger med miljøfartsgrense i Oslo, Bærum, Fredrikstad, Lillehammer og Kristiansand. Sannsynligvis vil lokale forhold gi variasjon i praksis - jo mindre sammenliknbare kommunene er med Oslo, jo større usikkerhet. Tilsvarende anslår vi usikkerheten som minst i områdene med størst fellestrekk med Oslo. På grunn av begrensningen i inngangsdata vurderer vi likevel at denne fremgangsmåten gir best mulige estimer som er tilgjengelige innenfor prosjektets rammer.



Figur B-8 - Kostnadskomponenter ved eksisterende miljøfartsgrense i Oslo, millioner 2019-kroner. Negative kostnader er nyttevirksomheter. Millioner 2019-kroner.

Som det fremgår av figuren er hovedandelen av kostnadene ved miljøfartsgrensen knyttet til tidstap på grunn av redusert kjørehastighet. Det er verdt å merke seg at denne kostnaden utgjør summen av svært mange små tidstap. Selv om hver trafikant kun opplever noen sekunders forsinkelse per tur utgjør det til sammen et stort tidstap når det summeres opp for alle trafikanter. Den totale tidskostnaden vil derfor bli høy relativt til andre kostnader ved tiltaket. Det er lite trolig at den enkelte trafikant verdsetter marginale tidstap like høyt som store tidstap. Hvis tidstapet ved forsinkelsen er så lite at de enkelte trafikantene i praksis ikke legger merke til det, kan det argumenteres for at de totale kostnadene reelt sett kan være overestimert. Vi har likevel valgt å benytte den fulle tidskostnaden i analysen.

Nedskiltet fart vil i tillegg gi mindre spredning i farten bilene kjører med. Lavere fartsspredning gir ofte bedre fremkommelighet og bedre trafikkavvikling (flere biler gjennom et tverrsnitt). Analysen til Lopez-Aparicio m.fl. (2020) viste imidlertid liten endring i antall passerte biler som følge av endret fartsgrense, og denne effekten er ikke inkludert i vår utredning.

Barrierer

Erfaring med tiltaket fra Oslo tilsier at motstanden mot redusert fart er betydelig blant enkelte bilister. Dette kan føre til at miljøfartsgrenser ikke overholdes i tilstrekkelig grad til å utløse det fulle potensialet for reduksjoner i svevestøv.

Nytten ved tiltakene tilfaller til dels de samme som tar kostnadene ved å gjennomføre dem. Mange av trafikantene som tar tidstapet høster også gevinsten av redusert luftforurensning. Imidlertid er det ikke alltid de samme personene, og det er påregnelig at de positive effektene tillegges mindre vekt enn dersom det var en direkte sammenheng.

B.2.4 Reduserte utslipp fra tunnelmunninger

Bakgrunn

Tunnelmunninger og luftetårn til tunneler er konsentrerte utslippskilder til svevestøv ettersom det produseres svevestøv inne i tunnelen fra slitasje og forbrenning av drivstoff, som så delvis avsettes i tunnelen og delvis føres ut av tunnelen med luftstrømmer eller luftetårn. Optimalisering av tunneldriften bidrar til å dempe støvutslippet. Det er to tiltak som bidrar til å dempe støvutslippet: økt ventilasjon, det vil si kraftigere tunnelutlufting gjennom munning eller tårn, og styrket støvdemping og feiing i tunnelmunningen, eventuelt hele tunnelløpet.

Tiltaket

Tiltaket kan brukes i de fleste kommuner hvor det er tunneler med ventilasjonsvifter. I modelleringen har vi lagt til grunn at tiltaket brukes i fire kommuner: Bergen, Kristiansand, Oslo og Tromsø. Tiltaket gjennomføres i dag som oftest av hensyn til forurensningsnivået inne i tunnelene. I grenseverdiprojektet legger vi til grunn at tiltaket kan utvides, slik at det også gjennomføres av hensyn til varslet eller målt høyt forurensningsnivå utenfor tunnelene.

Økt ventilering fortynner støvkonsentrasjonen som kommer ut fra munninger og luftetårn. Mer bruk av luftetårn vil også flytte deler av utslippet fra munningene til tårnet. Et luftetårn vil gi bedre spredning, fortynning, av tunnellufta, enn om utslippet kommer fra tunnelmunningene som ligger på bakkeplan.

Støvdemping i tunnelmunningen og feiing i hele tunnelløpet reduserer både støvkonsentrasjonen og mengden støv. Støvdemping inne i en tunnel reduserer effektivt mengden svevestøv. Dette er et tiltak som kan settes inn dersom økt ventilering og feiing ikke er tilstrekkelig. Målinger på 2000-tallet i Strømsåstunnelen i Drammen viser at konsentrasjonen av PM_{10} falt med omkring 45 prosent som følge av vasking, feiing og salting (Norsk Regnesentral, 2006). Effekten på $PM_{2,5}$ er så vidt signifikant, og svarer til om lag 10 prosent reduksjon.

Mulige virkemidler

Forurensningsnivået inne i en tunnel skal ikke overstige arbeidsmiljøbestemmelsene. For å unngå brudd på bestemmelsene, ventileres tunnelene for å fortynne forurensningsnivået og de feies og vaskes for å fjerne støv som har lagt seg på sidearealene og festet seg til tak og vegger. I de trafikkerte tunnelene i Norge kan feiing skje flere ganger i løpet av vinteren, mens vasking opptil flere ganger i året.

Muligheten for å bruke $MgCl_2$ som støvdempingsmiddel i tunnelmunningene bør kartlegges. Forsøk med støvdemping gjennom hele Strømsåstunnelen ga høy effekt i 2005.

Kostnader ved tiltaket:

De to kostnadsdrivende faktorene ved driftstiltak i tunnel er økt drift av vifter og økte entreprenørkostnader til vask/feiing.

Drift av vifter

For å estimere merkostnader til økt bruk av vifter har vi tatt utgangspunkt i driftskostnader fra luftetårn ved Lørentunnelen i Oslo. Ett luftetårn der har en samlet effekt på 675 kW og vi legger til grunn en elektrisitetspris inkl. nettleie på 0,64 kr eks. skatter og avgifter. Drift av luftetårn i én prosent av tiden for et slikt luftetårn blir ca. 38 000 kr.

Vi har ikke tilgjengelige data for alle aktuelle tunneler. Basert på samlet tunnellengde og antall tunnelmunninger for hver kommune har vi derfor etablert skaleringsfaktorer for antallet vifter. Vi forutsetter en økt driftstid på 10 prosentpoeng for alle vifter. Se Tabell B-7.

Tabell B-7: Beregnede tilleggskostnader basert på elektrisitetsforbruk ved å utvide ventilering av tunneler i fire kommuner. Kostnader i 2019-kroner ekskl. skatter og avgifter.

Kommune	Samlet lengde på tunneler i kommunen. Basert på modelldata [km]	Antall tunnelmunninger	Antatt faktor for skalering av ventilasjonsbehov	Utvidet tid for drift av ventilasjonstårn [prosentpoeng]	Beregnet tilleggskostnad ved utvidet drift av tunnelventilering [kr]
Bergen	31,5	33	8X	10	3 000 000
Kristiansand	5,6	17	4X	10	1 500 000
Oslo	8,2	18	6X	10	2 300 000
Tromsø	13,2	8	2X	10	800 000

Økt renhold

For å estimere merkostnader til økt renhold av tunneler har vi tatt utgangspunkt i Statens Vegvesens kontrakt for renhold av tunneler i Oslo. I tiltaket er kostnadene i de andre kommunene skalert basert på lengden på tunnelene. Vi tar utgangspunkt i at renholdet økes med 25 % sammenliknet med dagens situasjon. Se Tabell B-8 og Tabell B-9.

Tabell B-8: Beregnet tilleggskostnader av utvidet renhold av tunneler. Avrundede verdier, 2019-kroner ekskl. skatter og avgifter.

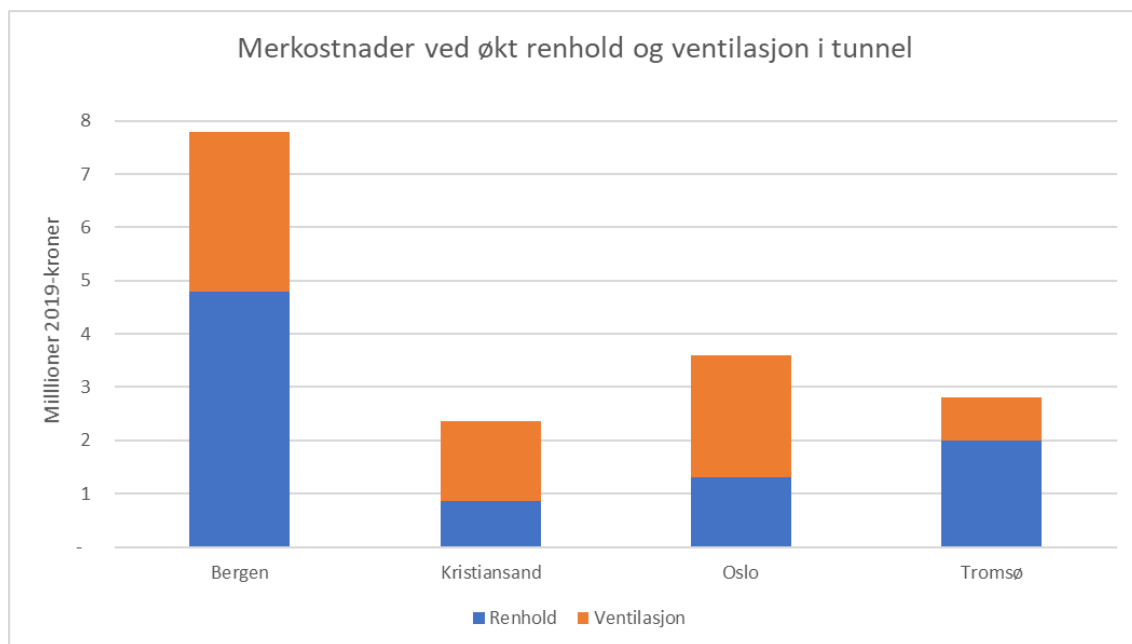
Kommune	Samlet lengde på tunneler i kommunen. Basert på modelldata [km]	Rapportert kostnad fra Statens vegvesen [millioner kr]	Antatt kostnad for årlig tunnelrenhold [millioner kr]	Beregnet merkostnad. Utvidet renhold 25 prosent [kr]
Bergen	31,5		19,4	4 800 000
Kristiansand	5,6		3,4	860 000
Oslo	8,2	5,0	5,0	1 300 000
Tromsø	13,2		8,1	2 000 000

Tabell B-9: Samlede merkostnader ved tiltak for tunneldrift. Avrundede verdier, 2019-kroner ekskl. skatter og avgifter.

Kommune	Beregnet merkostnad ved økt renhold [kr]	Beregnet merkostnad ved økt ventilering [kr]	Sum merkostnader ved tiltak for tunneldrift [kr]
Bergen	4 800 000	3 000 000	7 800 000
Kristiansand	860 000	1 500 000	2 360 000
Oslo	1 300 000	2 300 000	3 600 000
Tromsø	2 000 000	800 000	2 800 000
Alle fire kommuner			16 560 000

Totalkostnader

Kostnadene for kommunene fremkommer i Figur B-9 nedenfor. Kostnadene øker med tunnallengden det modelleres tiltak i, og Bergen - med relativt mange kilometer tunnel - har derfor høyere kostnader enn de andre kommunene.



Figur B-9 - Merkostnader ved økt renhold og ventilasjon i tunnel for alle kommuner inkludert i tiltakspakke 1 og 2a. Millioner 2019-kroner.

Barrierer

Forsert bruk av dagens tiltak er primært et kostnadsspørsmål for veieier.

I tillegg tilfaller nytten ved tiltaket ikke den som tar kostnaden - selv om veieier dekker kostnadene ved tiltaket er det primært befolkningen som får nytten i form av redusert eksponering for svevestøv. Fordi de positive helseeffektene ikke har direkte budsjettvirkninger for aktørene er de lite synlige, og det er påregnelig at de derfor tillegges mindre vekt enn andre tilsvarende store nytteeffekter.

B.2.5 Reduserte utslipp fra vedfyring

Bakgrunn

Vedfyring er den viktigste lokale kilden til fint svevestøv ($PM_{2,5}$) i Norge. Det er derfor nødvendig med tiltak for å redusere utslipp fra vedfyring for å redusere konsentrasjonene av $PM_{2,5}$.

Vedforbruket målt i energi (kWh) er beregnet å øke noe fram til 2025 sammenlignet med 2016, som følge av befolkningsvekst. Utslipet av svevestøv $PM_{2,5}$ fra vedfyring er i samme periode beregnet å reduseres noe på grunn av utskifting av eldre vedovner til nyere vedovner og nyeste vedovner. Med nyere vedovner menes vedovner produsert etter 1998, mens nyeste vedovner vil si vedovner som oppfyller kravene i økodesignforordningen som trer i kraft i 2022. Porsgrunn og Skien er de to eneste kommunene som beregnes å ha årsmiddelkonsentrasjoner over $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i referansesituasjonen i 2025. Utslippene av $PM_{2,5}$ fra vedfyring i disse kommunene forventes i perioden 2016-2025 å reduseres fra 91 til 86 tonn i Porsgrunn og fra 145 til 137 tonn i Skien.

Tiltaket

Tiltaket innebærer en reduksjon i vedfyring i kommunene, og er basert på tiltak utredet av Norsk Energi (Norsk Energi og Sintef Energiforskning; 2017, Norsk Energi, 2019). I tiltaket er det lagt til grunn en reduksjon i vedfyringsutslippet gjennom en forsert utfasing av eldre vedovner (produsert før 1998), til "de beste" vedovnene med lave utslipp og el-varme og/eller varmepumpe. De foreslåtte tiltakspakkene reduserer vedfyringsutslippene minst så mye at maksimale årsmiddelkonsentrasjoner i kommunene kommer under $10 \mu\text{g } PM_{2,5}/\text{m}^3$. Det er lagt til grunn at "beste vedovner" er ovner med svært lave partikkelutslipp, tilsvarende de kravene som stilles i Svanemerket (Nordisk Miljømærkning, 2018, Norsk Energi, 2019)¹³. Det er antatt at halvparten av de som bytter ut eldre vedovner bytter til beste vedovner; de resterende bytter til enten el-varme eller varmepumpe. Vi har antatt at 1/3 av overgangen til elektrisk oppvarming skjer ved at folk anskaffer varmepumper, mens 2/3 skjer ved overgang til el-varme, basert på tall fra SSB (Statistisk sentralbyrå, 2020). Tiltaket implementeres i ulik grad i de ulike kommunene, se kapittel 3.5 om valg av tiltak og tiltakspakker.

Tiltak rettet mot å redusere vedfyringsutslipp har primært effekt på utslipp av $PM_{2,5}$, men fordi $PM_{2,5}$ er en del av (summen) PM_{10} har utslippsreduksjonene også effekt på PM_{10} -konsentrasjonene.

I kommunene Porsgrunn og Skien er det lagt til grunn at kommunene kan gjennomføre tilstrekkelige tiltak for å overholde nye foreslåtte grenseverdier på $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Disse utslippsreduksjonene er listet opp i Tabell B-10. I begge disse kommunene er problemene med høye utslipp fra vedfyring primært lokalisert i sentrumsområdene. Det kan derfor være fornuftig å innrette tiltaket spesielt mot de sentrale områdene av kommunen, slik det f.eks. gjøres i Oslo kommune hvor tilskudd for utskifting av vedovner har ulik sats innen- og utenfor Ring 3.

¹³ Kravet til nye vedovner i TEK 17 er et partikkelutslipp på maks 5 g/kg ved, mens Svanemerket tillater partikkelutslipp på maks 2,5 g/kg ved.

Tabell B-10 Oversikt over utslippsreduksjoner lagt inn for de ulike kommunene

Kommune	Tiltakspakke 1		Tiltakspakke 2b	
	Utslippsreduksjon vedfyring	Utslippsreduksjon i tonn PM _{2,5}	Utslippsreduksjon vedfyring	Utslippsreduksjon i tonn PM _{2,5}
Fredrikstad	-		27,6 %	47,5
Bærum	-		27,2 %	23,9
Oslo	-		20,9 %	45,1
Lillehammer	-		31,3 %	27,3
Porsgrunn	18 %	15,4	44,6 %	38,2
Skien	29 %	41	45,5 %	62,3
Kristiansand	-		25,9 %	33,1
Bergen	-		23,3 %	52,3
Tromsø	-		26,8 %	31,4
Harstad	-		26,6 %	15,8

Utslippsreduksjonene fra Tiltakspakke 1 legger til grunn at utslippskuttene først og fremst tas gjennom utskifting av eldre ovner (produsert før 1998) og åpne ildsteder (peiser) som er ovnstypene med de høyeste utslippene av fint svevestøv. Tiltakene som er lagt til grunn for utslippsreduksjonene i tiltakspakke 1 i Porsgrunn og Skien er:

- For Porsgrunn kommune: 40% av referansebanens vedforbruk i eldre vedovner fjernes. Halvparten av forbruket erstattes med overgang til beste vedovner, mens den andre halvparten erstattes med overgang til elektrisk oppvarming/varmepumpe. 45% av vedforbruket i åpne ildsteder erstattes med overgang til beste vedovner.
- For Skien kommune: 70% av referansebanens vedforbruk i eldre vedovner fjernes. Halvparten av forbruket erstattes med overgang til "beste vedovner", mens den andre halvparten erstattes med overgang til elektrisk oppvarming/varmepumpe. 70% av vedforbruket i åpne ildsteder erstattes med overgang til beste vedovner.

Utslippsreduksjonene fra tiltakspakke 2b er i likhet med tiltakspakke 1 basert på at eldre ovner og åpne ildsteder skiftes ut. Ettersom kommunene Porsgrunn og Skien er kommunene som er beregnet å ha de høyeste nivåene av PM_{2,5} er det også her lagt til grunn større utslippsreduksjoner i tiltakspakke 2b enn i tiltakspakke 1:

- For Porsgrunn og Skien: 100% av referansebanens vedforbruk i eldre vedovner fjernes. Halvparten av forbruket erstattes med overgang til beste vedovner, mens den andre halvparten erstattes med overgang til elektrisk oppvarming/varmepumpe. 80% av referansebanens vedforbruk i nyeste vedovner fjernes, og erstattes med overgang til beste vedovner. 90% av referansebanens vedforbruk i åpne ildsteder fjernes og erstattes med overgang til beste vedovner.
- For øvrige kommuner: 50% av referansebanens vedforbruk i eldre vedovner fjernes. Halvparten av dette vedforbruket erstattes med overgang til beste vedovner, mens den andre halvparten erstattes med overgang til elektrisk oppvarming/varmepumpe. 90% av referansebanens vedforbruk i åpne ildsteder fjernes og erstattes med overgang til beste vedovner.

Mulige virkemidler

Utslippsstandarter fører til lavere utslipp fra vedfyring over tid, ettersom nye vedovner som følger de nye standardene fases inn. I Norge ble det innført utslippsstandarter for vedovner som installeres i bygg fra 1998. Byggeteknisk forskrift TEK17 stiller krav om at nye lukkede ildsteder for vedfyring har partikkelutslipp lavere enn 10 g/kg.

EU-kommisjonen vedtok i 2015 økodesignforordning 2015/1185 om varmeovner til fastbrensel (vedovner), som også vil bli tatt inn i Norge gjennom EØS-avtalen. Forordningen setter maksimumskrav til utslipp av PM, NO_x, OC og CO fra blant annet vedovner, pelletsovner og kjeler fyrt med biomasse og har virkning fra 1. januar 2022. Det gjør at ovner som selges fra og med 2022 må oppfylle disse kravene, og enkelte produsenter overholder kravene allerede i dag.

For å oppnå forsert utfasing av eldre vedovner og de utslippsreduksjonene som er lagt til grunn i tiltaket kan være behov restriktive virkemidler mot fyring i eldre vedovner og/eller insentiver som fører til at flere bytter ut vedovnen tidligere. Flere kommuner har blant annet innført tilskuddsordning for bytte til vedovner med lave utslipp. Bergen innfører fra 2021 forbud mot fyring i eldre vedovner og åpne ildsteder (Bergen kommune, 2017).

En opptrapping av dagens virkemiddelbruk med hensyn til bruk i nye geografiske områder forventes å kunne utløse ytterligere reduksjoner i vedforbruket i eldre vedovner. Dette kan f.eks. være økt støtte til utskifting av gamle vedovner til nye, rentbrennende ovner, eller at flere kommuner gjør som Bergen og forbyr ikke-rentbrennende ildsteder.

Uten juridiske virkemidler vil en forsering kreve at eiere av eldre ildsteder oppfatter det mer lønnsomt å bytte ut den gamle vedovnen enn å bruke den ut levetiden. Ulike innretninger av støtte, enten i form av panteordninger for eldre vedovner eller støtte til anskaffelse av alternative oppvarmingsløsninger, kan være mulige alternativer.

Et annet virkemiddel kan være å senke gebyrer knyttet til rehabilitering av pipeløp ettersom pipeløp i dårlig stand kan ha store partikkelutslipp, og mange med pipeløp i dårlig stand likevel fyrer med ved (Vista analyse, 2019). Andre igjen kjøper rentbrennende ovner, men knytter dem til uegnede pipeløp. En reduksjon av gebyrer for rehabilitering kan bidra til å bedre tilstanden til flere pipeløp, med lavere utslipp som resultat.

Videre kan det også vurderes å utvide feiertjenesten, gjennom at feiere f.eks. også kan rengjøre ildsteder og veilede om fyringsmetoder, miljø, forurensning og utslipp. Dette kan igjen bidra til bl.a. at utslipp fra eksisterende ildsteder reduseres, gamle ildsteder skiftes raskere ut med rentbrennende ovner i tillegg til at uegnede pipeløp tas ut av bruk eller rehabiliteres/fornyes (Vista analyse, 2019).

Kostnader ved tiltaket

Kostnader ved forsert utskifting av eldre ildsteder er beregnet på samme måte for tiltakspakke 1 og 2b, men det er forutsatt høyere utskiftingsgrad i 2b enn i 1.

Kostnadene knyttet til forsert overgang fra eldre vedovner til nye vedovner, varmepumper eller annen elektrisk oppvarming er primært knyttet til en fremskyndelse av investeringen i ny oppvarmingsløsning. Fordi de eldre vedovnene uansett vil måtte skiftes ut på et senere

tidspunkt er det urimelig å tilskrive tiltaket den fulle investeringskostnaden ved ny oppvarmingsløsning til tiltaket. Vi har derfor kun regnet med kostnaden ved å fremskynde investeringen. Denne kostnaden er beregnet ved tapt restverdi på vedovnene som skiftes ut før teknisk levetid er oppnådd, og kapitalkostnaden ved å fremskynde investeringen. Fordi overgang til varmepumpe innebærer reduserte kostnader per leverte energienhet kan en fremskyndelse av investeringen medføre en netto besparelse sammenliknet med å vente.

Vi legger til grunn at det ikke er en merkostnad ved en ovn med lavt partikkelutslipp ("beste vedovn") sammenliknet med å kjøpe en ny vedovn som tilfredsstiller kravene i EUs økodesignforordning ("nyeste vedovner"), basert på en egen markedsundersøkelse¹⁴.

Merkostnadene er beregnet ved netto nåverdimetoden og annualisert over syv år for å gi den årlige merkostnaden ved tiltaket (4% kalkulasjonsrente).

Tabell B-11 gjengir forutsetningene vi har lagt til grunn i kalkylene.

En ikke-prissatt del av driftskostnader ved vedovn er ulemper knyttet til håndtering av ved. På den andre siden har vi heller ikke prissatt ulempen ved å bytte oppvarmingsløsning for husholdninger som har eventuell preferanse for varme fra vedovn i stedet for elektrisk oppvarming eller varmepumpe. Det er ikke naturlig å anta at disse varmekildene er perfekte substitutter, og det er sannsynligvis ikke-prissatte kostnader knyttet til en slik overgang for husholdningene.

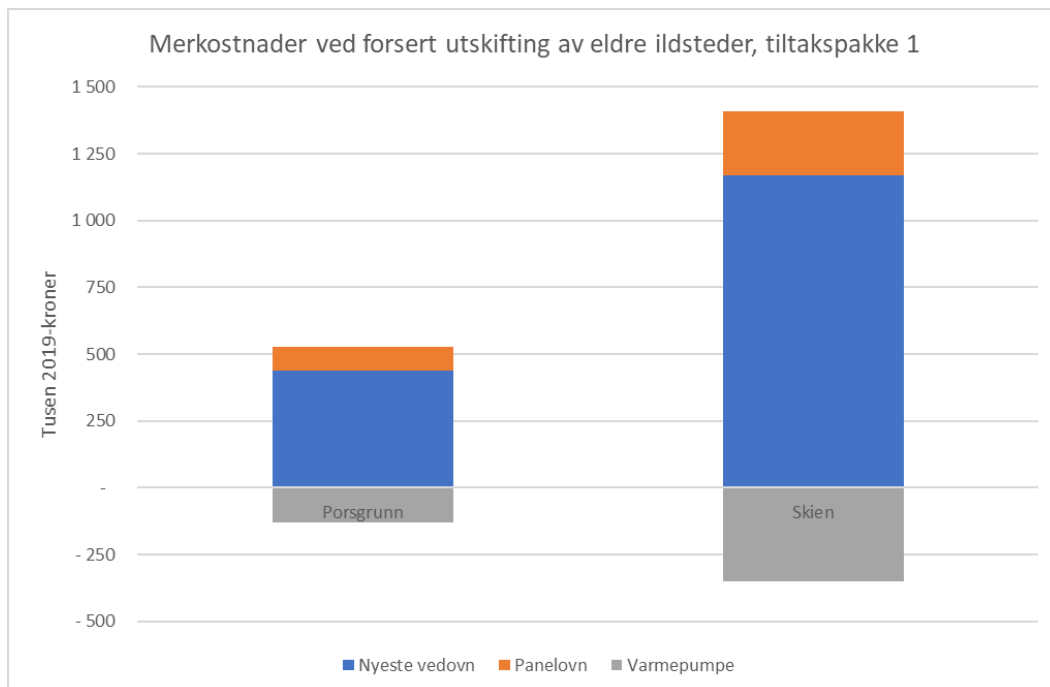
Det kan også være ikke-prissatte fordeler knyttet til økt brannsikkerhet ved overgang fra vedfyring til elektrisk oppvarming. Det er heller ikke tatt hensyn til at mange anskaffer fyringsved gjennom egeninnsats i form av vedhogst. Vi tar imidlertid utgangspunkt i at markedsprisen på ved gir et godt anslag for kostnaden ved tiden og innsatsen som går med til vedhogst. Energikostnaden utgjør i alle tilfeller en begrenset forskjell når det er fremskyndelsen av en investering som skal beregnes, og antakelsen har liten innvirkning på resultatet av kalkylen.

¹⁴ Miljødirektoratet har gått gjennom prislistene fra en rekke produsenter av rentbrennende ildsteder og sammenliknet ovner med ulike partikkelutslipp, men for øvrig like egenskaper (størrelse, utforming, effekt mv.)

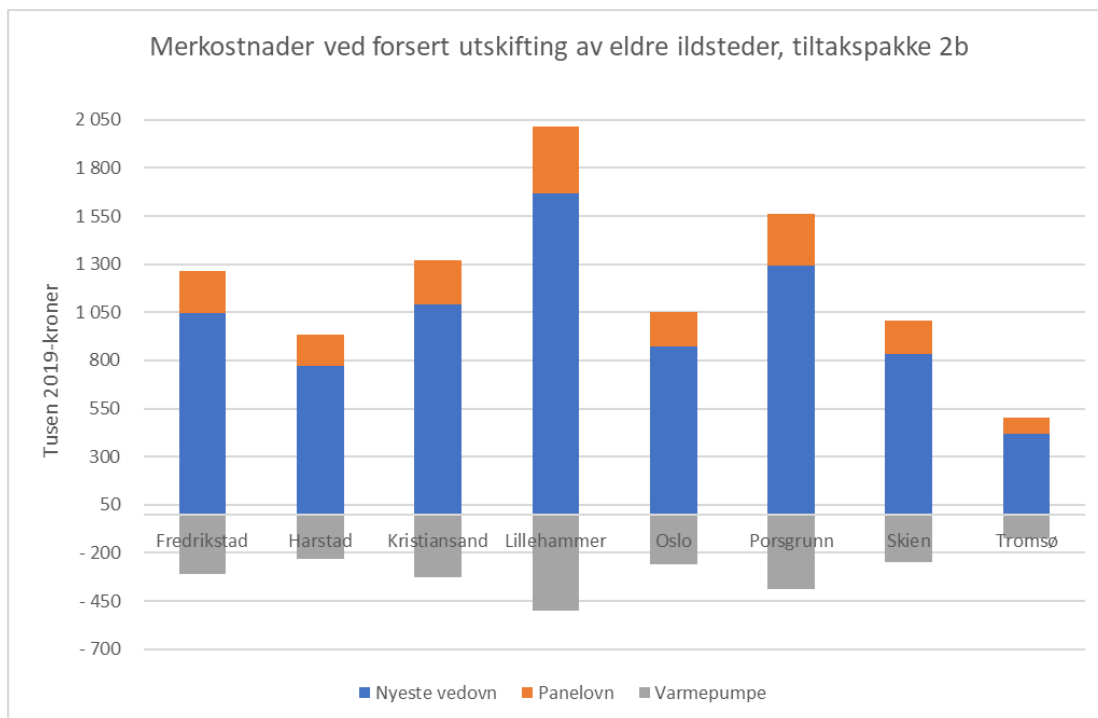
Tabell B-11 - Forutsetninger brukt i kalkyle for merkostnader ved forsert overgang til beste vedovn, elektrisk oppvarming eller varmepumpe. 2019-kroner, eks. mva.

Andel fra gamle vedovner til beste vedovn	50 %
Andel fra gamle vedovner til panelovn	33 %
Andel fra gamle vedovner til varmepumpe	17 %
Årlig energiforbruk til oppvarming, kWh	5000
Kalkulasjonsrente	4 %
Antall år resterende levetid gamle vedovner	7
Restverdi brukt eldre vedovn, kr	2200
Kostnad levert energi for ved og panelovn, kr/kWh	0,8
Kostnad levert energi for varmepumpe, kr/kWh	0,27
Investeringskostnad nyere eller beste vedovn	13 500
Installasjonskostnad nyere eller beste vedovn	5 700
Avhendingskostnad gammel vedovn	1 500
Investeringskostnad, el	5 000
Installasjonskostnad, el	1 000
Investeringskostnad, varmepumpe	20 000
Installasjonskostnad, varmepumpe	5 000
Effektfaktor varmepumpe	3

Figur B-10 viser merkostnadene ved forsert overgang til beste vedovn, varmepumpe eller panelovn i tiltakspakke 1 og Figur B-11 merkostnadene for tiltakspakke 2b.



Figur B-10 - Merkostnader ved forsert utskifting av eldre ildsteder, tiltakspakke 1. Negative merkostnader er nyttevirkninger. Tusen 2019-kroner.



Figur B-11 - Merkostnader ved forsert utskifting av eldre ildsteder, tiltakspakke 2b. Negative merkostnader er nyttevirksomheter. Tusen 2019-kroner.

Barrierer

En viktig barriere knyttet til tiltaket er manglende bruk av kommunenes hjemmel til å regulere utslipp av vedfyring for å begrense utslippene av helseskadelig luftforurensning. Vedfyring er den viktigste kilden til helseskadelige konsentrasjoner av fint svevestøv ($PM_{2,5}$) i Norge, men fordi nivåene av fint svevestøv i norske byer og tettsteder stort sett ligger under grenseverdiene i forurensningsforskriften har ikke kommunene plikt til å gjøre tiltak rettet mot for eksempel vedfyring. Det vil derfor kun være kommuner som står i fare for å bryte grenseverdien for $PM_{2,5}$ som vil ha direkte insentiv til å gjennomføre tiltak rettet mot utslipp fra vedovner.

Ettersom gevinsten ved redusert lokal luftforurensning ikke kun tilfaller husholdningen er dette normalt en ekstern virkning som ikke er del av kostnadsbildet til husholdningen. Manglende håndtering av denne eksterne virkningen er en sentral barriere for å utløse tiltaket. For husholdningene kan likevel overgang fra vedfyring til panelovner eller varmepumper medføre besparelser knyttet til redusert energiforbruk. Dette gjelder spesielt overgang fra eldre vedovner til varmepumpe.

For enkelte vil trolig ulempen ved å bytte fra vedovn til elektrisk oppvarming også kunne være betydelig. Når husholdninger fortsetter med vedfyring til tross for mulige besparelser knyttet til energikostnader må man legge til grunn at de tillegger varme fra vedovn en høyere verdi enn varme fra panelovn eller varmepumpe. Dette vil variere mellom husholdninger og gjør det vanskelig å dosere virkemidler for å utløse tiltaket.

Det er sannsynlig at tiltaket krever endringer i enkeltpersoners adferd (for eksempel endrede vedfyringsvaner). Det er mer utfordrende og mindre styringseffektivt å endre folks vaner enn å

pålegge etater og aktører plikter (for eksempel krav om at vei-eier skal bekoste støvbinding og renhold av svevestøvutsatte veistrekningslinjer).

Eie-leie-problematikk kan være en utfordring ved forsert utskifting av vedovner. Det er påregnelig at det finnes mange leietakere som benytter eldre vedovner som "følger med" i boligen de leier. Fordi leietakeren ikke selv eier vedovnen har vedkommende begrenset mulighet til å få skiftet den ut uten å gå via utleier. Utleier, på sin side, kan ha begrenset insentiv for å skifte den ut blant annet fordi han selv ikke betaler for vedforbruket i den gamle ovnen og fordi ovnens alder i liten grad påvirker utleieprisen.

Mangel på informasjon om utslippene ovnen gir, er essensielt dersom tilskuddsordningene rettes mot de beste vedovnene. Det kan også være behov for informasjon om besparelser knyttet til overgang fra vedfyring til elektrisk varme.

B.2.6 Trafikkreduksjon

Bakgrunn

Reduksjon i trafikk bidrar til å redusere mengden av både veistøv og finstøv fra eksos. Det er forventet at persontransporten vil øke i årene framover, basert på en forventning om økonomisk vekst og befolkningsvekst. Befolkningsveksten er særlig stor i de store byene. Nasjonalt er det et mål om at all vekst i persontransport i byområdene skal tas med kollektivtransport, sykkel og gange (Meld. St.33 2016-2017, s. 142). Enkelte kommuner har imidlertid satt seg mål om å redusere veksten i personbiltrafikken.

Tiltaket

Tiltaket innebærer at reduksjon eller redusert vekst i personbiltransporten tas med kollektivtransport, sykkel og gange, og kan betraktes som en kombinasjon av fire tiltak: å redusere personbiltransport og å fremme hver av de tre alternative transportmåtene gange, sykkel og kollektiv. I tiltaket baserer vi oss på kommunenes vedtatte politiske mål, og hvor omfattende tiltaket er varierer derfor mellom de ulike kommunene.

Veitrafikk er en av de viktigste kildene til svevestøv i Norge. Å redusere personbiltrafikken har effekt både på utslipp av PM_{10} og $PM_{2,5}$. Reduksjonen i svevestøvutslipp er proporsjonal med reduksjonen i biltrafikken, men tiltaket ville hatt større effekt dersom det inkluderte tungtrafikk, da tunge kjøretøy bidrar til 3-5 ganger så høye veistøvutslipp som lette kjøretøy. Reduksjon i biltrafikken eller begrenset vekst forutsetter bruk av en rekke virkemidler: Areal- og transportplanlegging som reduserer transportbehovet, bompengeordninger, begrensninger i parkeringstilgjengelighet, økte parkeringsavgifter og tilrettelegging for sykkel og gange er noen eksempler.

I referansebanen er det lagt til grunn en årlig vekst i personbiltrafikken, basert på trafikkframskrivninger som er gjort i forbindelse med Nasjonal transportplan 2018-2029. Tiltaket går dermed ut på å redusere veksten i personbiltrafikken sammenlignet med det som er lagt til grunn i referansebanen. For noen av kommunene vil dette bety en fortsatt økning i personbiltrafikken, enten fordi de politisk vedtatte målene om reduksjon i personbiltrafikken er lavere enn veksten, eller fordi kommunen ikke har et politisk vedtatt mål om reduksjon i personbiltrafikken. I Tabell B-12 Trafikkvekst i referansebane og reduksjon i personbiltrafikk lagt til grunn i tiltak sammenlignet med referansebaneer det beskrevet hva

som er forventet vekst for hver kommune, og hva tiltaket redusert biltrafikk innebærer. I luftkvalitetsberegningene vekst/reduksjon i trafikkmengde lagt inn jevnt over hele kommunen, og alle typer veier, og det tas derfor ikke hensyn til at trafikkmengden kan øke/redueres ulikt på ulike typer veier.

Tabell B-12 Trafikkvekst i referansebane og reduksjon i personbiltrafikk lagt til grunn i tiltak sammenlignet med referansebane. Vekst/reduksjon som vises i kolonnen til høyre er sammenlignet med trafikkmengden i 2016.

Kommune	Forventet trafikkvekst 2016-2025 Referansebane	Vekst/reduksjon i personbiltrafikken i tiltaket 2016-2025
Oslo	13 %	- 20%
Bergen	13 %	- 10%
Bærum	15 %	0 %
Fredrikstad	8 %	0 %
Skien	4 %	0 %
Porsgrunn	4 %	0 %
Kristiansand	29 %	15 %
Lillehammer	10 %	5 %
Tromsø	6 %	1,5 %
Harstad	6 %	1,5 %

Under følger en nærmere begrunnelse for valgt trafikkvekst/trafikkreduksjon i tiltaket for hver kommune.

Bergen

Bergen kommune har i sin klima- og energihandlingsplan vedtatt et mål om å redusere personbiltrafikken med minst 10 prosent innen 2020 og 20 prosent innen 2030 sammenlignet med 2013 (Bergen kommune, 2016). Tilsvarende som for Oslo har vi lagt til grunn 2020-målet i tiltaket, og dermed at biltrafikken reduseres med 10 prosent sammenlignet med 2016 innen 2025. I referansescenariet for 2025 ligger det inne en trafikkvekst på 13 prosent i perioden 2016-2025, slik at tiltaket innebærer en faktisk reduksjon på 33 prosentpoeng sammenlignet med referansebanen i 2025.

Bærum

Bærum kommune har sluttet seg til byvekstavtalen med Oslo kommune, Skedsmo kommune, Oppegård kommune, Akershus fylkeskommune å jobbe for å nå nullvekstmålet (Bærum kommune, 2019). Vi har derfor i tiltaket lagt til grunn null vekst i personbiltrafikken i 2025 sammenlignet med 2016. I referansescenariet for 2025 ligger det inne en trafikkvekst på 15 prosent i perioden 2016-2025, slik at tiltaket innebærer at denne veksten overføres til sykkel, kollektivtransport og gange.

Fredrikstad

Fredrikstad kommune har som mål å øke andelen som sykler, går eller reiser kollektivt til og fra jobb vesentlig fram mot 2030 (Fredrikstad kommune, 2019). I tiltaket er det basert på denne

målsetningen lagt til grunn null vekst i personbiltrafikken i 2025 sammenlignet med 2016. I referansescenariet for 2025 ligger det inne en trafikkvekst på 8 prosent i perioden 2016-2025, slik at tiltaket innebærer at denne veksten overføres til sykkel, kollektivtransport og gange.

Skien og Porsgrunn

Skien kommune og Porsgrunn kommune har vedtatt mål om at veksten i persontransport skal tas med kollektivtrafikk, sykkel og gange (nullvekstmålet) i kommunedelplan for klima og energi for Skien og Porsgrunn 2018-2025. I tiltaket er det basert på denne målsetningen lagt til grunn null vekst i personbiltrafikken i 2025 sammenlignet med 2016. I referansescenariet for 2025 ligger det inne en trafikkvekst på 4 prosent i perioden 2016-2025, slik at tiltaket innebærer at denne veksten overføres til sykkel, kollektivtransport og gange.

Kristiansand

Regional plan for Kristiansandsregionen ble vedtatt i 2011, og er under revisjon i 2019 og 2020 (Agder fylkeskommune, 2020). Ifølge fylkeskommunen er målsettingen med revisjonen å oppdatere planen slik at regionen kan nå den overordnede målsettingen om nullvekst for personbiltrafikken. I og med at det ikke er vedtatt et mål enda spesifikt for Kristiansand er det i tiltaket lagt til grunn en redusert vekst i perioden 2016-2025 sammenlignet med referansebanen. Tiltaket innebærer at veksten halveres, fra 29 prosent trafikkvekst til 14,5 prosent trafikkvekst i perioden.

Lillehammer

Kommunen har et mål om at en stor del av veksten i transportbehovet i perioden 2016 til 2025 skjer ved gange og bruk av sykkel og kollektivtransport, nedfelt i kommunedelplan for miljø (Lillehammer kommune, 2015). I tiltaket er denne målsetningen oversatt til at veksten i personbiltrafikken halveres sammenlignet med referansebanen. Det vil si at det i stedet for en vekst på 10 prosent i perioden 2016-2025 er lagt til grunn en vekst på 5 prosent.

Tromsø

Kommunen har i sin klima-, miljø og energiplan fra 2018 en målsetning om å stanse veksten i personbiltransporten (Tromsø kommune, 2018). I tiltaket er det derfor lagt til grunn en nullvekst fra 2018, men tatt høyde for endringen fra 2016 til 2018, slik at personbiltrafikken er antatt å øke med 1,5 prosent i perioden 2016-2025.

Harstad

Kommunens klima- og energiplan fra 2018 har ingen konkrete målsetninger om å redusere personbiltransporten (Harstad kommune, 2018). Det er derfor lagt til grunn samme tiltak som for Tromsø, i og med at trafikkveksten i referansebanen er den samme for disse kommunene.

Kostnader ved tiltaket

Det er ikke gjort kostnadsberegninger for trafikkreduksjon.

En vellykket gjennomføring av trafikkreduksjonstiltaket forutsetter at en rekke ulike tiltak iverksettes og at en rekke ulike virkemidler tas i bruk. Tiltakene og virkemidlene skal virke sammen, og de kan ha svært varierende kostnader og effekter. Reduksjon i veitrafikk innebærer en implisitt antakelse om en overgang til sykkel, gange, kollektivtransport, eller at reisen ikke gjennomføres i det hele tatt. Ved overgang til kollektivtransport kan det for eksempel være nødvendig med investeringer i infrastruktur for å tåle trafikkveksten, og driftskostnadene må

forventes å øke som følge av økt tilbud. Tilsvarende vil tilrettelegging for sykkel og gange kreve investeringer i infrastruktur.

Dersom trafikkveksten i kollektivtransporten vokser raskt vil passasjerene oppleve utfordringer knyttet til økt antall personer om bord på transportmidlene. Begrenset kapasitet kan gi forsinkelser, noe som medfører økte tidskostnader for passasjerene. Dersom passasjerene ellers ville reist med privatbil, vil det for mange trafikanter medføre tidskostnader ved overgang til kollektivtransport, gange eller sykkel, fordi transport med disse alternativene som oftest tar lengre tid enn med bil.

Dette er kun noen av utfordringene ved å beregne kostnader for tiltak som reduserer biltrafikk. I Klimakur 2030 ble det gjort en mer detaljert gjennomgang av utfordringene, se tiltaksark *"Nullvekstmål for personbiltransporten"* (Miljødirektoratet m.fl., 2020). Selv om det ikke er mulig direkte å overføre kostnadsvurderingene som ble gjort i Klimakur 2030 til grenseverdiprosjektet på grunn av ulik skalering av tiltaket og ulike mål, er den generelle diskusjonen likevel relevant.

Vi merker oss likevel at flere av Byutredningene¹⁵ anslår negative eller begrensede nettokostnader ved å oppnå nullvekst i veitrafikken. Det er imidlertid vanskelig å overføre dette til grenseverdiprosjektet, blant annet fordi deler av de verdsatte nyttevirkningene ved nullvekstmålet er knyttet til reduserte konsentrasjoner av svevestøv. Dersom helsegevinstene av redusert svevestøv tas inn i beregningen *både* som DALY¹⁶ og i nettokostnadene ved å gjennomføre tiltaket, blir disse virkningene inkludert i analysen flere enn én gang, noe som vil medføre at nytten overvurderes. Det er videre ikke tilstrekkelig samsvar mellom hvilke endringer som er forutsatt i byutredningene og skaleringen av tiltak i dette prosjektet til at vi kan overføre konklusjonene direkte. I arbeidet med Klimakur 2030 fremkom det informasjon som tilsier at byutredningenes referansebane i flere tilfeller inkluderer kostbare statlige tiltak, noe som fører til at kostnadene ved å gjennomføre tiltakspakkene i praksis kan bli høyere enn forutsatt i Byutredningene. Vi vurderer likevel at trafikkreduksjon er et egnet tiltak for å redusere svevestøvkonsentrasjonene dersom det kan gjennomføres til en akseptabel kostnad. På grunn av de relativt store nytteeffektene ved redusert luftforurensning og andre positive virkninger for klima, økt fysisk aktivitet med mer kan det argumenteres for at det kan være samfunnsøkonomisk lønnsomt å bruke ressurser på trafikkreduksjon. Dette vil avhenge av skalering og praktisk implementering av tiltaket, og må derfor utredes nærmere for å bestemme om nytten overstiger kostnadene ved å gjennomføre det. En slik utredning ligger utenfor rammene av dette prosjektet.

B.2.7 Reduksjon av tillatte overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien - Trondheim som eksempel

Trondheim kommune har hatt stor suksess når det gjelder reduksjon av både døgn- og årsmidlet PM_{10} , og kan regnes som en foregangskommune (Trondheim kommune, 2018). Straktiltakene de har gjennomført mot høye episoder av døgnmidlet PM_{10} , samt konsekvensene dette har hatt for svevestøvnivåene, beskrives her. Videre drøftes hvorvidt et lavt antall tillatte overskridelser

¹⁵ <https://www.vegvesen.no/fag/fokusomrader/by/byutredninger>

¹⁶ Se kapittel 3.6.1 - Metode for beregning av sykdomsbyrde for nærmere beskrivelse.

av døgnmiddelgrenseverdien for PM_{10} er et mulig insentiv for gjennomføring av et mer omfattende støvbindings- og renholdsregime.

Beskrivelse av Trondheims tiltaksregime

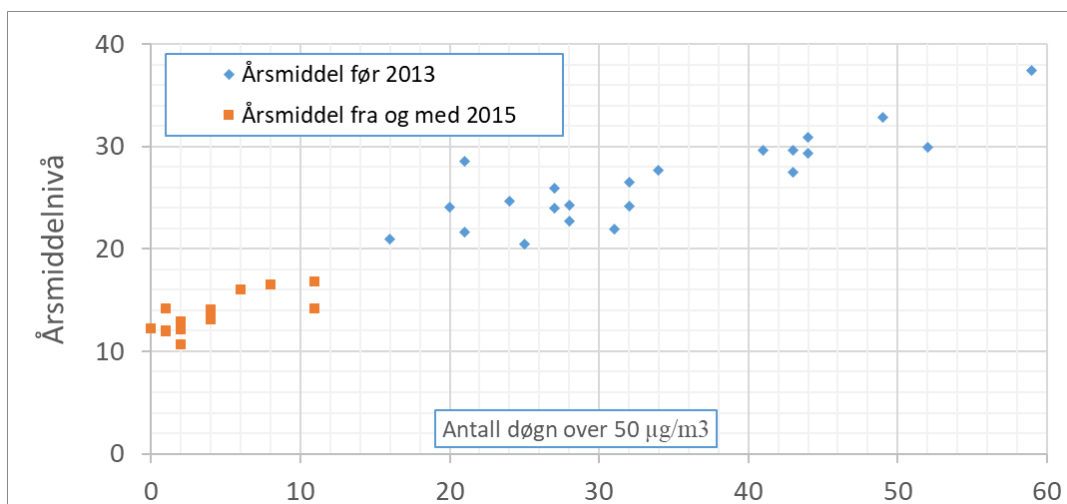
Trondheim kommune beskriver i sin tiltaksutredning fra 2018 at endringen i renholds- og støvbindingsregime i 2013 var et "paradigmeskifte" for luftkvaliteten i kommunen (Trondheim kommune 2018). Trondheim kommune satte da som mål for beredskapsarbeidet mot svevestøv at det maksimalt skulle forekomme to sammenhengende døgn med nivåer over $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} . I praksis betyr det at Trondheim prøver å unngå alle dager med høy luftforurensning, fordi det er vanskelig å hente seg inn hvis nivået først har blitt høyt en dag. Da kan det være vanskelig å stoppe en serie av overskridelser i påfølgende dager. Ifølge kommunens beredskapsplan er de aktuelle tiltakene de samme støvdempings- og rengjøringstiltakene som er beskrevet i kapittel B.2.1, men utført med betydelig høyere frekvens. Det innebærer støvdemping opptil to ganger i døgnet og rengjøring flere ganger i uka. Til sammenlikning, har vi i modellberegningene i grenseverdiprosjektet kun beregnet effekten av støvdemping opptil hver tredje dag og rengjøring opptil en gang i uka.

Veimyndighetene kan om nødvendig også innføre miljøfartsgrense som strakstiltak, og formannskapet i Trondheim kommune kan innføre midlertidig piggdekkforbud i sentrum.

Miljøfartsgrense som strakstiltak er hjemlet i veitrafikkloven paragraf 6, ledd 3. Se også beskrivelse av miljøfartsgrense som sesongtiltak under B.2.3. Piggdekkforbudet i Trondheim sentrum kan innføres når det er fare for høye PM_{10} -nivåer og forbudet er hjemlet i veitrafikkloven paragraf 7, ledd 2. Trondheim har i tillegg innført piggdekkgebyr i hele piggdekkseongen. Gebyrordningen bidrar til å redusere både årsmiddelnivået og døgnmiddelnivåene, og inntektene som tilfaller kommunen kan benyttes til å finansiere strakstiltak.

Effekten av Trondheims tiltaksregime

I 2019 kunne konsekvensen av endringene observeres i form av et meget lavt årsmiddelnivå og få døgn over $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} på alle målestasjoner, med høyest målte verdier på Tiller målestasjon ved E6. Her var årsmiddel for PM_{10} $13,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mens det var 4 overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien på $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Figur B-12 viser alle måledata i Trondheim mellom 2003 og 2019, utenom én målestasjon som står 15 meter over bakken i sentrum. Alle de andre målestasjonene er plassert nær en bilvei. I perioden 2003 til 2012, var årsmiddelnivåene fra 20 til $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og antall døgn med overskridelser av døgnmiddelgrensen var mellom 15 og 60. I perioden 2015 til 2019 ble antall overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien redusert til under 12 som følge av det nye tiltaksregimet, og med alle årsmiddelverdier under $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Figuren viser en stor reduksjon i årsmiddelnivået når antall overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien reduseres. Erfaringen fra Trondheim illustrerer at en omfattende reduksjon av antall overskridelser av grenseverdien for døgnmidlet PM_{10} er et svært effektivt virkemiddel for å redusere årsmiddelet av PM_{10} .



Figur B-12 Sammenhengen mellom årsmiddelnivået og antall overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien for PM_{10} i Trondheim før og etter at det nye tiltaksregimet ble innført. Perioden før 2013 med høye svevestøvnivåer før tiltak ble innført (blå) og perioden fra og med 2015 etter at tiltaksregimet ble innført (rød). Perioden 2013 til 2014 er tatt ut av figuren, da dette var en overgangsperiode.

Lavt antall overskridelser som virkemiddel

Sveits og Liechtenstein har fastsatt årsmiddelgrensen til $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} , og i tillegg fastsatt at døgnmiddelet $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} maksimalt kan overskrides én gang per år, se kapittel 2.4. Erfaringene fra Trondheim kommune tyder på at det er mulig å redusere antall døgnmiddeloverskridelser til et ensifret tall også i norske byer, og at dette kan brukes som virkemiddel for å redusere årsmidlet PM_{10} . Det er imidlertid behov for å utrede i hvilken grad tiltaksregimet og handlingsplanen fra Trondheim kan overføres til andre kommuner før dette legges til grunn for en innskjerping av grenseverdien for døgnmidlet PM_{10} . Noen kommuner har for eksempel saltingsrestriksjoner av hensyn til drikkevann, mens andre må gå over til veisanding når det er sprengkulde.

I modellberegningene for 2025 er det lagt til grunn at støvdempingstiltakene og nødvendig rengjøring er forbedret sammenlignet med dagens praksis for hver kommune, se kapittel B.2.1. Det er imidlertid uvisst i hvilken grad *antallet tillatte* overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien er nødvendig som virkemiddel for å overholde en ny årsmidlet grenseverdi på 20 eller $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} . I Trondheim kommune har kravet i handlingsplanen om maksimalt to sammenhengende dager med overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien vært avgjørende for at det settes av nok ressurser til strakstiltakene beskrevet ovenfor. Dette illustrerer at reduksjon av antall tillatte overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien kan være et nødvendig virkemiddel for å initiere tilstrekkelig antall driftstiltak og andre strakstiltak.

Selv om det ikke gjøres egne vurderinger av tiltak for å redusere døgnmiddelnivåene i denne rapporten, beskrives aktuelle strakstiltak som kan benyttes for å redusere døgnmidlet PM_{10} kort her. Driftstiltak med økt støvbinding og rengjøring beskrevet ovenfor, er effektive tiltak for å redusere døgnmidlet PM_{10} . I tillegg kan også miljøfartsgrense, som beskrives som sesongtiltak ovenfor, benyttes som strakstiltak. For en kortvarig innføring av hundre prosent piggfriandel, kan også piggdekkforbud benyttes som et strakstiltak i perioder med svært høy luftforurensing. Eksempler på andre tiltak som kan benyttes for å redusere døgnmidlet PM_{10} , som ikke er beskrevet i rapporten, er datokjøring og dieselforbud.

B.2.8 Referanseliste for tiltaksbeskrivelsene

Agder fylkeskommune, 2020. Regional plan for Kristiansandsregionen 2011-2050. Lastet ned 25.02.2020 fra: <https://agderfk.no/vare-tjenester/regional-planlegging-og-utvikling/gjeldende-planer-og-strategier/areal-og-samferdsel/regional-plan-for-kristiansandsregionen/>

Avinor, Jernbanedirektoratet, Kystverket, Nye veier og Statens Vegvesen, 2019. Nasjonal transportplan 2022-2033. Beregninger av fremtidig trafikkvekst og klimagassutslipp. Ettersendt notat i forbindelse med Oppdrag 5: byområdene. Lastet ned 25.02.2020 fra: <https://www.regjeringen.no/contentassets/5851d217eeab4fe3898bc559e4496dd5/ntp-2022-2033-oppdag-5-ettersendelse.pdf>

Bergen kommune, 2016. Grønn strategi. Klima- og energihandlingsplan for Bergen. Lastet ned 25.02.2020 fra: https://www.bergen.kommune.no/bk/multimedia/archive/00271/Rapport_Gr_nn_Strat_271539a.pdf

Bergen kommune, 2017. Forskrift om forbud mot bruk av ildsteder uten dokumentert sikkerhet mot forurensning, Bergen kommune, Hordaland. <https://lovdata.no/dokument/LF/forskrift/2017-11-22-2473>. Lest 25.03.2020.

Bærum kommune, 2018. Byvekstavtalen godkjent i Bærum. Lastet ned 25.02.2020 fra: <https://www.baerum.kommune.no/aktuelt/byvekstavtalen-godkjent-i-barum/>

Denby, et al. (2013) A coupled road dust and surface moisture model to predict non-exhaust road traffic induced particle emissions (NORTRIP). Part 1: Road dust loading and suspension modelling. Atmospheric Environment, 77, 283-300.

Fredrikstad kommune, 2019. Kommunedelplan for klima 2019-2030. Lastet ned 25.02.2020 fra: <https://www.fredrikstad.kommune.no/globalassets/dokumenter/kmb/barekraftig-samfunn/klima/klimaplan-2019-2030.pdf>

G. C. Rieber Salt A/S, 2004. Magnesiumklorid salt til vegformål - egenskaper, muligheter og begrensninger. Svein Erik Engebretsen. <http://luftkvalitet.info/Rapporter/Tiltak.aspx>

Hagen, L.O.; Larssen, S.; Schaug, J., 2005. Miljøfartsgrense i Oslo. Effekt på luftkvaliteten av redusert hastighet på rv 4. <https://www.nilu.no/apub/8124/>

Harstad kommune, 2018. Klima- og energiplan 2018-2021. <https://www.harstad.kommune.no/miljoe-klima-og-energiplan-2018-2021.410171.no.html>

Lillehammer kommune, 2015. Kommunedelplan for Miljø med hovedtema klima og energi 2016-2025. Lastet ned 25.02.2020 fra: <http://www.lillehammer.kommune.no/getfile.php/3518106.1850.eervspcvqr/Milj%C3%B8plan%202016-2025.pdf>

Lopez-Aparicio, S., Grythe, H., Thorne, R. J., og Vogt, M., 2020. Costs and Benefits of Implementing an Environmental Speed Limits in a Nordic city. Science of The Total Environment Volume 720, 10 June 2020, 137577

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720310883>

Madslie, Steinsland og Kwong, 2014. Grunnprognoser for persontransport 2014-2050. TØI rapport 1362/2014 . Lastet ned 25.02.2020 fra

<https://www.toi.no/getfile.php?mmfileid=39137>

Miljødirektoratet, Enova, Statens vegvesen, Kystverket, Landbruksdirektoratet og Norges vassdrags- og energidirektorat, 2020. Klimakur 2030. Tiltak og virkemidler mot 2030. Rapport M-1625/2020.

Markedsinfo, 2005. Spørreundersøkelse i etterkant av miljøfartsgrensen i Oslo.

<http://luftkvalitet.info/Rapporter/Tiltak.aspx>

Meld. St. 33 (2016-2017). Nasjonal transportplan 2018-2029

Norsk Energi og Sintef Energiforskning, 2017. Tiltaksutredning vedrørende utslipp av klimadrivere fra vedfyring. Dag Borgnes, Franziska Goile og Morten Seljeskog. Rapport M-691/2017.

Norsk Energi, 2019. Tiltaksutredning vedrørende utslipp av svevestøv fra vedfyring. Dag Borgnes. Rapport M-1322/2019.

Norsk Regnesentral, 2006. Effekt av vasking, feiing og salting i Strømsåstunnelen vinteren 04/05. Magne Aldrin. SAMBA/21/06.

Norsk Regnesentral, 2010. Analyse av luftkvalitet og effekt av støvdemping basert på data fra 2001-2009. Magne Aldrin, Gunnhildur Högnadóttir Steinbakk og Pål Rosland. SAMBA/11/10

NRK, 2012. Stor støtte til miljøfartsgrensen. <https://www.nrk.no/osloogviken/stor-stotte-til-miljofartsgrensen-1.7945740>

Oslo kommune, 2016. Klima- og energistrategi for Oslo. Lastet ned 25.02.200 fra:

<https://www.oslo.kommune.no/getfile.php/1356550-1480689984/Tjenester%20og%20tilbud/Politikk%20og%20administrasjon/Etater%2C%20foretak%20og%20ombud/Klimaetaten/Dokumenter%20og%20rapporter/Klima-%20og%20energistrategi%20for%20Oslo%20NO.pdf>

Pirjola, L., Johansson, C., Kupiainen, K., Stojiljkovic, A., Karlsson, H., Hussein, T. (2012). Road Dust Emissions from Paved Roads Measured Using Different Mobile Systems. <https://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.3155/1047-3289.60.12.1422>

Skien kommune og Porsgrunn kommune, 2018. Kommunedelplan klima og energi. Skien og Porsgrunn 2018-2025. Lastet ned 25.02.2020 fra

<https://www.skien.kommune.no/globalassets/bdk/byutvikling/klima-og-miljo/kommunedelplan-for-klima-og-energi-2018-2025.pdf>

Statens Vegvesen, 2018. Driftstiltak mot svevestøv i Trondheim kommune: Erfaringsrapport fra for tiltak før og etter 2013. SVV rapport 348

Statistisk sentralbyrå/Statistikkbanken (2020). [Tabell 10568: Husholdninger, etter type oppvarmingsutstyr bygningstype \(prosent\) 2001 - 2012](#). Lest 10.02.2020.

Transportøkonomisk institutt, 2011. Virkninger på trafikkulykker av redusert bruk av piggdekk i norske byer. Rune Elvik og Joanna Kaminska. TØI rapport 1145/2011.

Transportøkonomisk institutt, 2016. Utvikling av ulykkesmodeller for ulykker på riks- og fylkesvegnettet i Norge (2010-2015). TØI rapport 1522/2016.

Tromsø kommune, 2018. Klima-, energi- og miljøplan 2018-2025. Lastet ned 25.02.2020 fra: [https://img8.custompublish.com/getfile.php/4424300.1308.ltwblbwkpkump/Klima-+milj%C3%B8-+og+energiplan+2018-2025.pdf?return=www.tromso.kommune.no](https://img8.custompublish.com/getfile.php/4424300.1308.ltwblbwkpkump/Klima-%20og%20energiplan%202018-2025.pdf?return=www.tromso.kommune.no)

Trondheim kommune, 2018. Tiltaksutredning mot luftforurensing (rev. 2018).

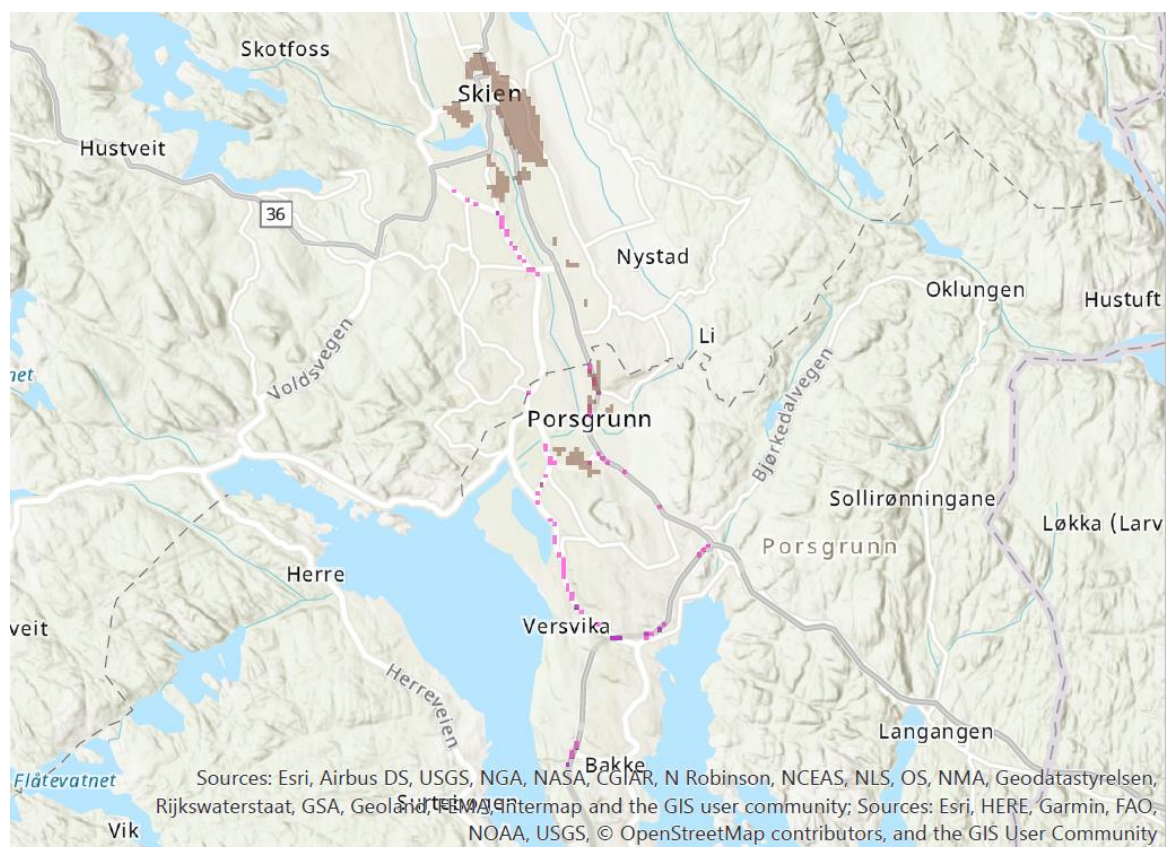
Vista analyse, 2019. Virkemidler for å redusere utslipp fra vedfyring - Oppskriften til renere luft i din kommune. Rapport 2019/02 | Miljødirektoratet

B.3 Eksempel på framgangsmåte for valg av tiltak i tiltakspakke 1

Her viser vi et eksempel på framgangsmåten vi har brukt for å velge tiltak i de ulike kommunene. Vi har gjort den samme øvelsen for alle kommunene.

Kartet utarbeidet for Porsgrunn er et eksempel på kart benyttet for å velge ut tiltakspakker til den samfunnsøkonomiske analysen (Figur B-13). I kartet vises beregnede overskridelser av ulike mulige nivåer for nye grenseverdier i 2025 markert med ulike farger. For $PM_{2,5}$ er konsentrasjoner over $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ er markert i brunt, mens nivåer over $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} årsmiddel er markert i lilla, og overskridelser av 25 antall døgn med konsentrasjoner på $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} er markert i rosa. Vi valgte disse tre grensene fordi de viser områder over de øvre grensene vi vurderte som mulige nye grenseverdier, som beskrevet i kapittel Feil! Fant ikke referanse kilden..

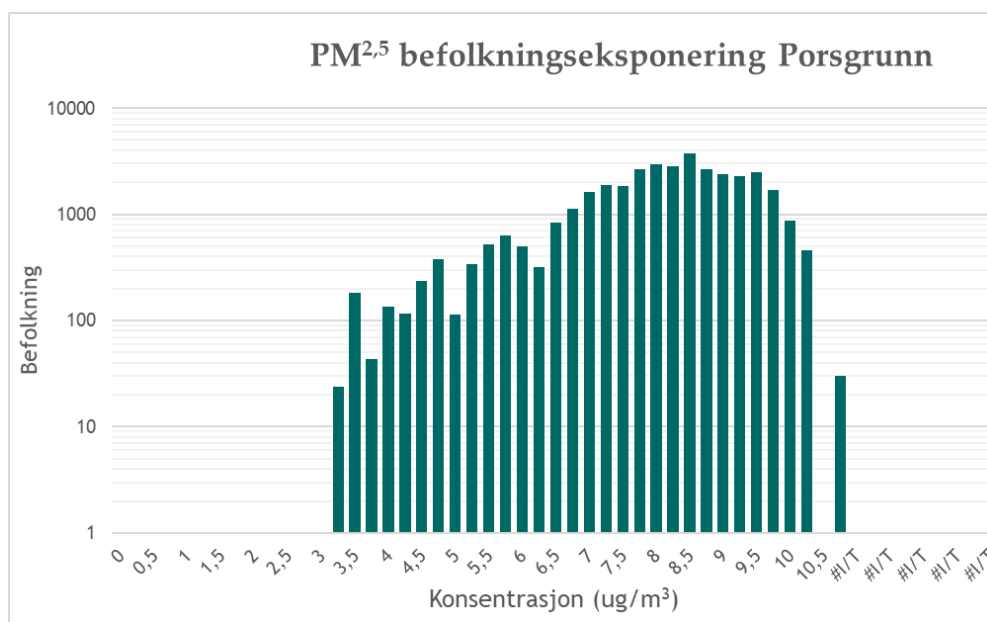
Svevestøvproblematikken i Porsgrunn i 2025 er primært knyttet til overskridelser av ambisjonsnivåene for årsmiddel for $PM_{2,5}$, samt overskridelser av års- og døgnmiddel for PM_{10} på enkelte veistrekninger.



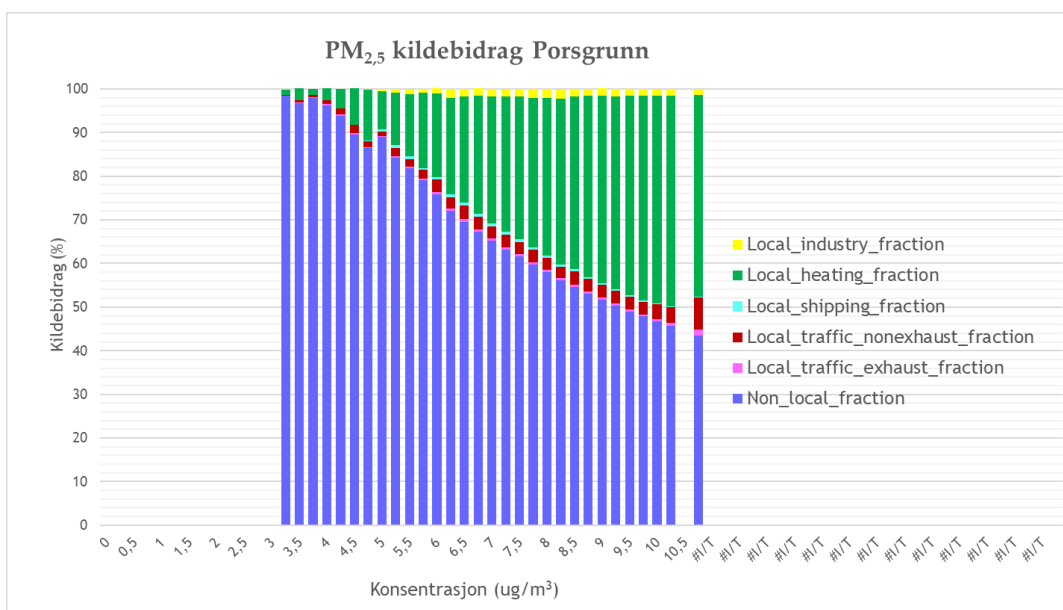
Figur B-13 Oversikt over overskridelser av mulige nye grenseverdier for PM_{10} årsmiddel, PM_{10} døgnmiddel og $PM_{2,5}$ årsmiddel i 2025. Overskridelser av PM_{10} årsmiddel $>22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ er markert i lilla, overskridelser av 25 døgn $>50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} er markert i rosa, og overskridelser av $PM_{2,5}$ årsmiddel $>10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ er markert i brunt.

I neste trinn har vi sett på hvilke kilder som bidrar til de høye svevestøvnivåene, for å finne ut hvilke tiltak som er egnet for å komme under de foreslåtte ambisjonsnivåene for nye

grenseverdier. Figur B-14 viser antall eksponerte for ulike $PM_{2,5}$ konsentrasjoner. Vi ser at uten tiltak er det en betydelig andel som eksponeres for nivåer over luftkvalitetskriteriet på $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. En betydelig andel av befolkningen er også beregnet å være eksponert for nivåer over $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Figur B-15 viser beregnet kildebidrag fra spredningsmodellen for de ulike $PM_{2,5}$ -nivåene av $PM_{2,5}$. Ikke-lokale kilder, inkludert langtransportert luftforurensing, er et viktig bidrag til $PM_{2,5}$ -konsentrasjonen, men for de høyeste konsentrasjonene er det lokal vedfyring som bidrar mest. For å redusere årsmidlet $PM_{2,5}$ i Porsgrunn har vi derfor modellert tiltak for å redusere vedfyringsutslippene.



Figur B-14 Beregnet antall eksponerte for ulike $PM_{2,5}$ årsmiddelkonsentrasjoner i Porsgrunn.



Figur B-15 Kildebidrag til ulike årsmiddelkonsentrasjoner av $PM_{2,5}$ i Porsgrunn i prosent av totalen. Utslipp fra industri er vist med gul farge, utslipp fra vedfyring er vist med grønn farge, utslipp fra skipsfart er vist som turkis, utslipp fra veistøv/ikke-eksos er vist med mørkerød farge, utslipp fra eksos er vist med lilla farge og ikke-lokale kilder er vist med blå farge.

C. Utfyllende informasjon om sykdomsbyrdeberegninger

En innføring i begreper og metodikk som benyttes i sykdomsbyrdeberegningene i dette prosjektet er gitt i kapittel 3.6.1. Her gis kun utfyllende informasjon om inngangsdata og metodikk. I vedlegg C.1 presenteres begrunnelsen for hvorfor sykdomsbyrdeberegninger ikke gjennomføres for døgnmidlet eksponering. Deretter beskrives detaljer om ulike inngangsdata (Vedlegg C.2 - C.6), kvalitetssikring av metodikk og inngangsdata (Vedlegg C.7) og usikkerheten i sykdomsbyrdeberegningene (Vedlegg C.8).

C.1 Hvorfor sykdomsbyrdeberegninger ikke gjøres for kortidsmiddel

I løpet av arbeidet med sykdomsbyrdeberegninger for Grenseverdiprojektet vurderte Folkehelseinstituttet muligheten for gjennomføring av sykdomsbyrdeberegninger for døgnmidlet eksponering for PM₁₀. Konklusjonen var at metodikken for sykdomsbyrdeberegninger ikke er godt egnet for å verdsette helseeffekter knyttet til døgnmidlet eksponering. Det er heller ingen internasjonale miljøer som gjennomfører sykdomsbyrdeberegninger for døgnmidlet svevestøveksponering.

Sammenhengen mellom døgnmidlet eksponering for svevestøv og ulike helseutfall studeres oftest ved hjelp av såkalte tidsseriestudier. Eksempler på helseutfall som undersøkes i slike studier er sykehusinnleggelser, forverring av luftveis- eller hjerte-karsykdommer, samt ulike typer sykdomsspesifikk dødelighet. Tidsseriestudiene undersøker hvordan eksponeringen og helseutfallet samvarierer fra dag til dag, men er ikke egnet for å se på sykdomsutvikling. Da er det nødvendig å kartlegge langtidseksponeringen i såkalte kohortstudier. For døgnmidlet svevestøveksponering er det derfor ikke mulig å knytte eksponeringen til sykdomsutvikling.

Dette har konsekvenser for beregning av antallet tapte friske leveår (DALY) som kan knyttes til døgnmidlet eksponering, særlig når det gjelder tapte leveår på grunn av for tidlig død (YLL) (se kapittel 3.6.1 for beskrivelse av beregning av tapte leveår). For eksempel, for en person som har utviklet hjerte-kar sykdom på grunn av fedme eller røyking, men dør på en dag med høy luftforurensning, vil dødsfallet tilskrives svevestøveksponeringen. Siden sykdomsutviklingen ikke utelukkende kan knyttes til svevestøveksponeringen, blir det ikke riktig å tilskrive alle de beregnede tapte leveår til svevestøveksponeringen. Istedenfor kan man kun tilskrive tapt levetid i størrelsesorden måneder per dødsfall (f.eks. 6-12 måneder) (Ostro, 2004). Det har også vært diskutert hvorvidt det kun er opptil 5 døgn som kan tilskrives for dødsfall grunnet døgnmidlet eksponering for forurensning, fordi man antar at disse dødsfallene i stor grad inntreffer i den delen av befolkningen som allerede er svært syke og bare har dager igjen å leve i utgangspunktet (den såkalte «innhøstingshypotesen» også kjent «harvesting hypothesis»). Dette har imidlertid blitt tilbakevist i flere studier (Schwartz, 2000, Schwartz, 2001, Zanobetti m. fl., 2003, Zeger m. fl., 1999), og estimater for tapt levetid på 6-12 måneder synes å være akseptabelt (AEA Technology, 2005, Ostro, 2004).

Når det gjelder risikoestimerer for tidlig død som følge av svevestøveksponering, er disse vesentlig høyere for årsmidlet enn døgnmidlet eksponering (Ostro, 2004). Dette bidrar også til at antallet dødsfall som tilskrives årsmidlet eksponering er vesentlig høyere enn for døgnmidlet eksponering. I kombinasjon med begrensningen i tapt levetid som kan tilskrives hvert dødsfall, medfører dette at det totale antallet YLL som kan tilskrives døgnmidlet eksponering for svevestøv er vesentlig lavere enn for årsmidlet eksponering. Dette er antagelig en medvirkende årsak til at ingen internasjonale miljøer gjennomfører sykdomsbyrdeberegninger for døgnmidlet eksponering for svevestøv.

Selv om sykdomsbyrdeberegninger ikke fanger opp kostnader knyttet til korttidseksponering av luftforurensing, betyr ikke det at helseeffekter knyttet til korttidseksponering ikke medfører kostnader for samfunnet. Det er generelt sett færre dødsfall som kan tilskrives korttidseksponering enn langtidseksponering, men det kan være større kostnader forbundet med sykdom for korttidseksponeringer. Eksempler på sykdommer hvor kortvarig eksponering også er viktig er forverring av astma og andre luftveissykdommer som f.eks. KOLS, samt økt antall sykehusinnleggelser på grunn av hjerte-kar sykdommer. Forverring av slike sykdommer kan medføre kostnader for samfunnet i form av merutgifter forbundet med økt medisinbruk, tapt arbeidstid og sykehusinnleggelser. For å unngå en underestimert av de totale kostnadene forbundet med korttidseksponering for luftforurensningskomponenter, er det derfor nødvendig å utvikle alternativ metodikk for å fange opp disse kostnadene.

Det er verdt å merke seg at kunnskapsgrunnlaget for sammenhengene mellom korttidseksponering og helseeffekter er sterkere enn for langtidseksponering for mange luftforurensningskomponenter (Magnusson m.fl., 2020). Videre, viste en ny amerikansk studie at selv små økninger i nivåene av døgnmidlet eksponering for $PM_{2,5}$ førte til vesentlige kostnader i form av helsetap og samfunnskostnader som medisinbruk og sykehusinnleggelser (Wei m.fl., 2019). For å kunne gjennomføre samfunnsøkonomiske vurderinger av tiltak som skal redusere døgnmidlet PM_{10} er det nødvendig å utvikle ny metodikk for verdsetting av helseeffekter av korttidseksponering for luftforurensning. For norske forhold ville det være aktuelt å vurdere samfunnskostnader i form av tapt arbeidstid, medisinbruk og sykehusinnleggelser i tillegg til helsetap og tapte leveår.

C.2 Bruk av YLL raten i beregningene

Prosjektets tidsramme tillot ikke at helsedata ble innhentet for hver enkelt kommune. Data for dødelighet fra DÅR ble derfor innhentet for hele landet for 2016 og benyttet til å beregne nasjonale tall for YLL (som beskrevet i kapittel 3.6). Deretter ble YLL rate for 2016 beregnet:

$$YLL_{per\ innbygger} = \frac{YLL_{nasjonal}}{N_{nasjonal}}$$

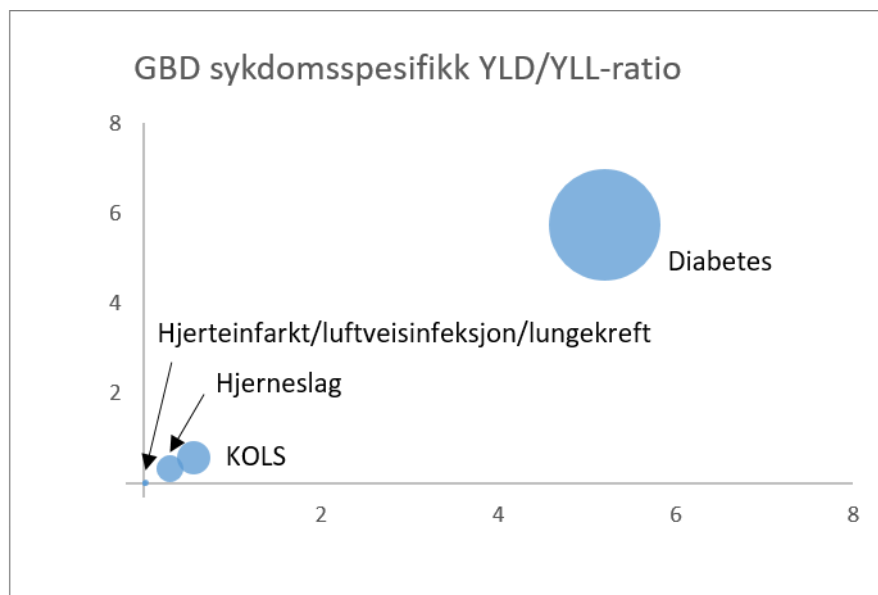
YLL per kommune ble deretter beregnet ved å gange innbyggertallet i kommunen med YLL per innbygger:

$$YLL_{kommune} = N_{kommune} * YLL_{per\ innbygger}$$

Denne metoden antar at antall dødsfall, samt alders og kjønnsfordelingen for dødsfall er lik for hele Norge. Alderssammensetningen til befolkningen varierer imidlertid fra kommune til kommune, og da vil også antall dødsfall og fordelingen over alder og kjønn, og dermed YLL variere. Fordelen ved å benytte denne tilnærmingen er at vi antar at alle nordmenn er like og at en reduksjon i luftforurensing vil verdsettes likt uavhengig av hvor i landet den inntreffer.

C.3 YLD/YLL forholdstall fra GBD

For å komme frem til et YLD estimat for $PM_{2,5}$ benyttes YLD/YLL forholdstallet fra GBD for sykkelighet og dødelighet som kan tilskrives $PM_{2,5}$ eksponering i Norge (se beskrivelse av metode i kapittel 3.6.1). Denne YLD/YLL forholdstallet var 0,54 (0,33-0,73) for $PM_{2,5}$ i GBD når sykkelighet og dødelighet basert på alle de seks sykdommene som er inkludert; hjerteinfarkt, hjerneslag, kronisk obstruktiv lungesykdom (KOLS), lungekreft, luftveisinfeksjon i nedre del av lungene og diabetes. Det er imidlertid betydelig variasjon i YLD/YLL forholdstallet mellom de seks sykdommene, da middelverdien varierer mellom 0,01 og 5,7 (se illustrasjon i Figur C-1).



Figur C-1 Illustrasjon i variasjonen i YLD/YLL forholdstallet for de ulike sykdommene som inkluderes i GBD sine beregninger for $PM_{2,5}$. Hver kule illustrerer YLD/YLL forholdstallet basert på den sykkelighet og dødelighet som kan tilskrives $PM_{2,5}$ -eksponering for den respektive sykdommen i Norge i 2016.

I den forenklete metodikken som benytter seg av YLD/YLL forholdstallet til GBD for $PM_{2,5}$ antas det at YLD/YLL forholdstallet for $PM_{2,5}$ eksponering for de seks inkluderte sykdommene er representativ for alle dødsfall som tilskrives $PM_{2,5}$ eksponering i våre beregninger basert på total dødelighet. Siden det er stor variasjon i YLD/YLL forholdstallet mellom ulike sykdommer, er dette en forenkling som medfører betydelig usikkerhet.

Når YLD/YLL forholdstallet beregnes for total sykkelighet og dødelighet i Norge for 2016, altså alle typer sykdom og alle ikke-voldsomme dødsfall (uavhengig av risikofaktor), er den svært lik YLD/YLL forholdstallet for $PM_{2,5}$, nemlig 0,57 (0,45 - 0,70). Det er dette forholdstallet som

benyttes for å beregne YLD for PM_{10} . Årsaken til dette er at PM_{10} ikke er inkludert i GBD. Det er helt klart at det inngår mange typer sykkelighet og sykdomsspesifikk dødelighet i dette forholdstallet som ikke kan knyttes til svevestøveksponering. Dette gjør at det er en vesentlig usikkerhet knyttet til bruk av dette forholdstallet i YLD beregningene. Det er likevel betryggende å se at dette forholdstallet er såpass lik den som gjelder for sykkelighet og dødelighet som er tilskrevet $PM_{2,5}$ eksponering i Norge.

På tross av usikkerhetene knyttet til bruk av begge disse YLD/YLL forholdstallene, mener vi likevel at disse estimatene er tilstrekkelig gode til å være meningsfylte i en samfunnsøkonomisk vurdering.

C.4 Framskrivning av befolkningen

Eksponeringsberegningene er basert på folkeregistrerte adresser. Derfor er det ikke mulig å ta høyde for befolkningsvekst i eksponeringsberegningene. I sykdomsbyrdeberegningene for 2025 (referansesituasjonen i 2025 og med tiltak) er derimot befolkningstallene justert i henhold til SSBs data for framskrivning av befolkningstall.

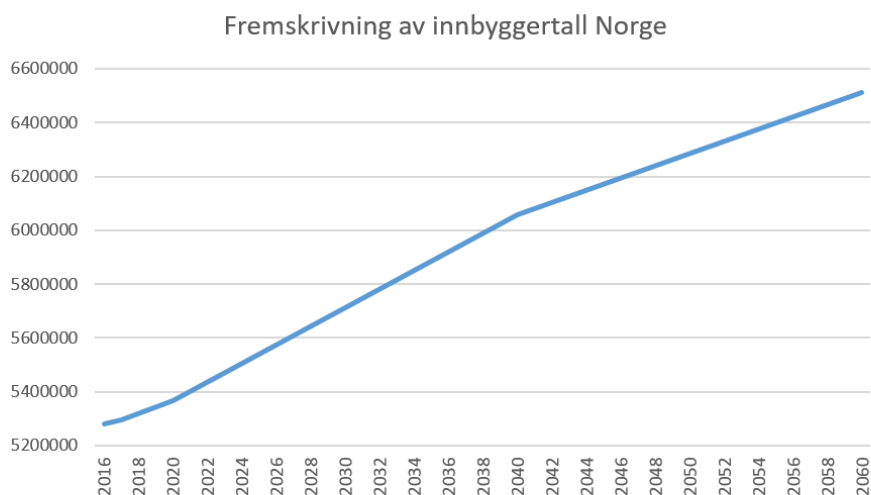
Befolkningsveksten er implementert i sykdomsbyrdeberegningene i form av justering av YLL i henhold til befolkningsvekst:

$$YLL_{2025} = N_{2025} * YLL_{per\ innbygger} = N_{2016} * k_{befolkningsvekst} * YLL_{per\ innbygger}$$

Raten for befolkningsvekst ($k_{befolkningsvekst}$) er beregnet basert på innbyggertallet fra uEMEP og SSB sine tall for hele Norges befolkning mellom 2020 og 2040, ved å trekke en rett linje mellom tallene for 2020 og 2040 (se Figur C-2). Dette resulterte i følgende rate for befolkningsvekst:

$$k_{befolkningsvekst} = \frac{N_{2025}}{N_{2016}} = 1,049$$

som ble benyttet i beregning av YLL_{2025} justert for befolkningsvekst (se formel ovenfor).



Årstall	2016	2017	2020	2040	2060	2025
Befolkning	5 279 646	5 295 619	5 367 700	6 056 200	6 510 100	5 539 825

Figur C-2 Framskrivning av befolkningen i henhold til SSB sine prognoser. Grafen viser innbyggertall basert på uEMEP (2016) og SSB sine data (2017-2060) (<https://www.ssb.no/folkfram>), med antagelse om lineær befolkningsvekst i intervallene 2020-2040 og 2040 til 2060. Tabellen viser tallene figuren er basert på, og også det estimerte innbyggertallet for 2025 basert på en rett linje trukket mellom 2020 og 2040.

C.5 Total vs. sykdomsspesifikk dødelighet

Beregninger for sykdomsspesifikk dødelighet istedenfor total dødelighet medfører vesentlig merarbeid både fordi det er nødvendig å innhente og bearbeide helsedata for flere ulike typer dødelighet, men også fordi det må utarbeides separate regneark for hver sykdom grunnet ulike konsentrasjonsresponskurver. På grunn av tidsrammene til prosjektet ble det derfor besluttet at total dødelighet skulle benyttes i sykdomsbyrdeberegninger for Grenseverdi prosjektet.

En ulempe ved å benytte total dødelighet er at man inkluderer dødsårsaker som ganske sikkert ikke kan knyttes til svevestøvseksponering. Dette bidrar til en større usikkerhet i beregningene. På den annen side er risikoestimatene også utarbeidet ved å se på sammenhenger mellom svevestøvseksponering og total dødelighet, dermed vil et lavere risikoestimat til en viss grad veie opp for denne 'feilen'.

Risikoestimatene for årsmidlet $PM_{2,5}$ eksponering og total dødelighet er ofte lavere enn de for sykdomsspesifikk dødelighet. Dødeligheten i befolkningen på grunn av sykdommene som kan knyttes til svevestøvseksponering, og sånn sett omfattes av sykdomsspesifikk dødelighet, er antagelig ikke mer enn ca. 60 % av den totale dødeligheten (alle dødsfall minus voldsdød) i befolkningen. Dette gjør at sykdomsbyrdeberegninger basert på total dødelighet likevel kan føre til høyere estimater enn for sykdomsspesifikk dødelighet, selv om risikoestimatene altså er lavere (Bølling m.fl., 2018). På denne måten kan bruk av total dødelighet bidra til en overestimering av sykdomsbyrden.

Bruk av sykdomsspesifikk dødelighet kan på den annen side medføre en underestimering av sykdomsbyrden, fordi det stadig rapporteres om nye sykdommer som kan knyttes til svevestøveksposering, men som det ikke er tilstrekkelig data fra befolkningsstudier til å sette opp en konsentrasjons-responskurve for.

C.6 Valg av konsentrasjons – responskurver

Konsentrasjons-responskurver er basert på resultater fra befolkningsstudier og beskriver sammenhengen mellom eksponering for en luftforurensningskomponent og risikoen for en spesifikk helsevirkning, for eksempel risiko for død (Bølling m. fl., 2018). Kurver med ulike former (både lineære og ikke-lineære) har blitt brukt til å beskrive sammenhengen mellom eksponering for svevestøv og ulike helsevirkninger, og formen til kurven kan ha stor betydning for resultatet av vurderingene som danner grunnlag for tiltak. De siste årene har det også blitt vanligere å benytte terskelverdier i konsentrasjons-responskurver. Disse brukes for å gjenspeile at det er stor usikkerhet forbundet med hvor stor helserisikoen egentlig er når man utsettes for de laveste konsentrasjonene, fordi befolkningsstudiene ikke har gode nok data for slike lave konsentrasjoner. Denne typen terskelverdi kalles ofte teoretisk terskelverdi.

I dette arbeidet benyttes såkalte 'konstruerte kurver', som er basert på informasjon fra ulike typer studier. Det gjøres da først en kunnskapsgjennomgang for å bestemme representativt kurveforløp og risikoestimat. Deretter konstrueres en kurve med ønsket forløp (lineær eller ikke-lineær, med eller uten terskel) basert på det valgte risikoestimatet. Denne typen kurver benyttes og anbefales ofte av de internasjonale helseorganisasjonene (Bølling m. fl., 2018). I sykdomsbyrdeberegningene benyttes kurver basert på gjennomsnittlig risikoestimat og 95% konfidensintervallet til risikoestimatet (se figur 12 og 13).

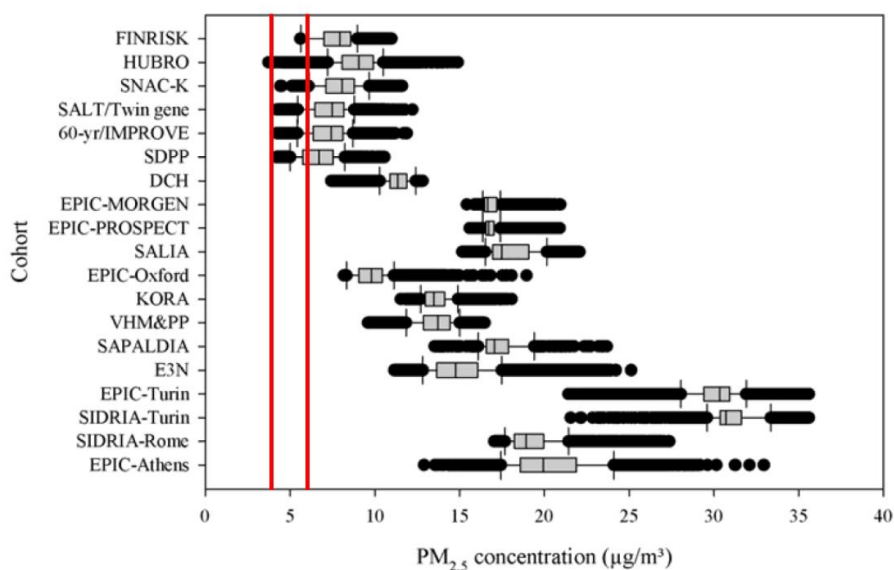
Årsmidlet $PM_{2,5}$

Valg av kurve for årsmidlet $PM_{2,5}$ er basert på Folkehelseinstituttet sin kunnskapsoppsummering fra 2018 (Bølling m. fl., 2018). En av kurvene som ble anbefalt for norske beregninger var en konstruert kurve basert på risikoestimatet fra den europeiske studien ESCAPE, med studieperiode fra 1985 til 2007, som inkluderte data fra Norge (Beelen m. fl., 2014). Risikoestimatet for total dødelighet var på **1.14 (1.04-1.26) / $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$** .

Det er fortsatt ikke enighet om formen på konsentrasjons-responskurvene for fint svevestøv ($PM_{2,5}$) og økt risiko for dødelighet (Bølling m.fl. 2018). Her har vi valgt å bruke en **log-log kurve** som flater ut ved høyere konsentrasjoner. Dette er en kurveform som rapporteres i mange befolkningsstudier, og er også formen som likner mest på kurven som benyttes av GBD.

Den nylige kunnskapsgjennomgangen konkluderte med at det ikke er mulig å påvise en nedre grense for den økte risikoen for dødelighet forbundet med langvarig eksponering for fint svevestøv ($PM_{2,5}$). Siden det er relativt stor usikkerhet i sammenhengene for de laveste konsentrasjonene, ble likevel bruk av en teoretisk terskelverdi anbefalt. Siden det er vesentlig usikkerhet knyttet til valg av terskelverdi i konsentrasjons-responskurvene velger vi her **tre ulike terskelverdier; 2, 4 og $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$** , basert på variasjonsbredden i eksponeringsfordelingene til enkeltkohortene i ESCAPE. Denne informasjonen var kun oppgitt i en figur (Figur C-3). Derfor ble 10 og 25 persentilene lest av fra figuren for de fem enkeltstudiene som hadde de laveste eksponeringsfordelingene (indikert med rød linje i Figur C-3). Disse verdiene gjenspeiler de to høyeste terskelverdiene for konsentrasjons-responskurven for $PM_{2,5}$. For å komme frem til den

laveste terskelverdien delte vi så 10-persentilen på to, noe som grov sett kan regnes som en tilnærming for 5-persentilen.



Figur C-3 Oversikt over variasjonsbredden til enkeltkohortene i ESCAPE. De røde linjene indikerer omtrentlig verdi for 10 og 25 persentilene de fem enkeltstudiene som hadde de laveste eksponeringsfordelingene

De tre terskelverdiene som benyttes for konsentrasjons-responskurven for $PM_{2,5}$, her gjenspeiler omtrentlig variasjonsbredden til GBD sin teoretiske terskelverdi (theoretical minimum risk exposure level; TMREL). Dette er en jevn fordeling basert på de laveste eksponeringsnivåene i enkeltstudiene som er inkludert i meta-analysen IER-kurven er basert på. Fordelingen går fra gjennomsnittet av de laveste målte svevestøvkonsentrasjonene i de Nordamerikanske studiene til gjennomsnittet av 5-persentilene i de samme studiene, og strekker seg fra 2,4 til 5,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, med en middelværdi på ca 4,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Kurven for årsmidlet $PM_{2,5}$ eksponering og risiko for total dødelighet for terskelverdi 4, for middelværdien av risikoestimatet med tilhørende konfidensintervall er vist i figur 12. Det er denne kurven som benyttes for beregningene som presenteres i hoveddelen av rapporten, mens beregningene basert på kurvene for de alternative terskelverdiene kun presenteres i vedlegg C.8.

Årsmidlet PM_{10}

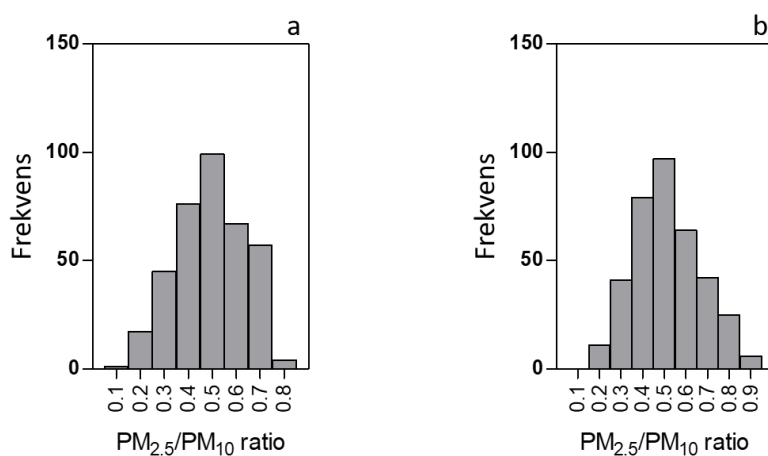
Det er svært få studier som beskriver sammenhengen mellom årsmidlet PM_{10} eksponering og risiko for dødelighet. Forklaringen på dette er nok at $PM_{2,5}$ kurver for økt risiko for dødelighet ble utpekt som 'sikrere' allerede tidlig på 2000-tallet (Ostro, 2004; WHO, 2013). Det har derfor vært større fokus på å innhente kunnskap om sammenhengen mellom årsmidlet $PM_{2,5}$ og ulike mål på dødelighet. I en ny kunnskapsoppsummering viste det seg å være vanskelig å finne informasjon om signifikante risikoestimer og formen på konsentrasjons-responskurven for årsmidlet PM_{10} og dødelighet (Bølling m.fl., under utarbeidelse).

Publiserte kvantitative helserisikovurderinger for dødelighet som følge av årsmidlet PM_{10} eksponering benytter ofte kurver basert på risikoestimat (RR) for $PM_{2,5}$ i log-lineær eller lineær konstruert kurve med terskel. Vi har derfor valgt å bruke en log-lineær omregningsformel fra

$RR_{PM_{2,5}}$ til $RR_{PM_{10}}$ for å komme frem til et risikoestimat for PM_{10} i henholdt til metodikken benyttet i Castro m.fl. (2017):

$$RR_{PM_{10}} = e^{(\ln(RR_{PM_{2,5}}) * CF)}$$

Der CF er omregningsfaktoren mellom $PM_{2,5}$ og PM_{10} eksponering, det såkalte $PM_{2,5}/PM_{10}$ forholdstallet. WHO anbefaler vanligvis et $PM_{2,5}/PM_{10}$ forholdstall på 0,65 for industrialiserte land (Ostro, 2004), men i Castro m. fl. 2017 benyttes en $PM_{2,5}/PM_{10}$ forholdstall på 0,73. For Nordiske land, som har en større andel av piggdekk og dermed mer grovt svevestøv ($PM_{10-2,5}$), er det derimot rapportert $PM_{2,5}/PM_{10}$ forholdstall på rundt 0,5 (REF). Siden det er såpass stor variasjon mellom ulike land har vi innhentet data for $PM_{2,5}/PM_{10}$ forholdstallet fra uEMEP (Figur C-4). Gjennomsnittlig $PM_{2,5}/PM_{10}$ forholdstall var $0,49 \pm 0,14$ og $0,51 \pm 0,15$ for henholdsvis befolkningsvektet gjennomsnitt og gjennomsnittet av målestasjoner i hele Norge. Basert på disse dataene ble et forholdstall på $CF = 0,5$ benyttet til å beregne ny RR for PM_{10} .



Figur C-4 Fordeling av $PM_{2,5}/PM_{10}$ forholdstallet fra uEMEP basert på døgnmidlede verdier for et helt år. Figuren viser frekvensen av dager med $PM_{2,5}/PM_{10}$ forholdstall i kategorier av størrelse 0.1 fra 0 til 1 for a) befolkningsvektet gjennomsnitt for hele Norge fra uEMEP 2016 og b) gjennomsnittet av målingene fra alle målestasjoner i hele Norge fra uEMEP 2018.

Basert på omregningsformelen og inngangsdata beskrevet ovenfor, ble risikoestimatet for årsmidlet PM_{10} eksponering for total dødelighet beregnet til å være **1.07 (1.02-1.12) / 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** . Terskelverdiene ble beregnet basert på samme $PM_{2,5}/PM_{10}$ forholdstall, som resulterte i de **tre terskelverdiene 4, 8 og 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** . Fordi det er lite kunnskap om formen på konsentrasjon-responskurven for årsmidlet PM_{10} og total dødelighet, besluttet vi å benytte en **lineær kurve** i sykdomsbyrdeberegningene. Kurven for årsmidlet PM_{10} eksponering og risiko for total dødelighet for terskelverdi 8, for middelverdien av risikoestimatet med tilhørende konfidensintervall er vist i figur 13. Det er denne kurven som benyttes for beregningene som presenteres i hoveddelen av rapporten, mens beregningene basert på kurvene for de alternative terskelverdiene kun presenteres i vedlegg C.8.

C.7 Kvalitetssikring av sykdomsbyrdemetodikken

På grunn av tidsrammene til prosjektet var det nødvendig å gjøre flere forenklinger i metodikken for sykdomsbyrdeberegninger. Som en kvalitetssikring av metodikken ble det innledningsvis gjennomført en sammenlikning av sykdomsbyrdeestimatene for Norge basert på inngangsdata og metodikk benyttet under Grenseverdiprosjektet og GBD sine tall. Denne oppsummeres kort nedenfor.

Det internasjonale sykdomsbyrdeprosjektet (GBD) er et omfattende prosjekt som driver betydelig metodeutvikling, og de regnes som et foregangsmiljø innen sykdomsbyrdeberegninger. En viktig målsetning for GBD prosjektet er at beregningene skal kunne gjennomføres for alle land i verden. Dette medfører at GBD prosjektet også må gjøre noen forenklinger når det gjelder inngangsdata, selv om metodikken fra GBD kan regnes som en slags 'gullstandard'.

Sammenlikningen viste at GBD sine tall var ca 22 % høyere enn de nasjonale estimatene for YLL, YLD og DALY basert på Grenseverdiprosjektet sin metodikk og inngangsdata. Dette gjaldt for gjennomsnittskurven, altså log-log kurven basert på gjennomsnittet av risikoestimatet fra ESCAPE med terskelverdi 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. For øvre og nedre konfidensintervall var GBD tallene 190 % høyere for 2,5 persentilen og 15 % lavere for 97,5 persentilen sammenliknet med de tilsvarende nasjonale estimatene. Avviket mellom nasjonale og GBD data er altså større for 95% konfidensintervallet enn for gjennomsnittskurven.

Det er mange forskjeller i inngangsdata som bidrar i ulike retning, her vil vi kun gi en overordnet oppsummering av de viktigste faktorene og angi i hvilken retning og størrelsesorden de påvirker estimatet (se utfyllende beskrivelse nedenfor). Tabell C-1 gir en skjematisk oversikt over faktorene som påvirker DALY beregningene, samt hvilke valg som er gjort under Grenseverdiprosjektet. I høyre del av tabellen angis hvilke inngangsdata som er benyttet i GBD sine beregninger, samt retning og omtrentlig størrelse for endringen bruk av GBD sine inngangsdata ville har på DALY estimatet basert på Grenseverdiprosjektets inngangsdata. Noen av GBD sine inngangsdata fører til økte DALY estimer (forventet gjenstående leveår og eksponeringsberegningene), mens andre fører til reduserte DALY estimer (kurver og type dødsfallsdata). Totalt sett ligger altså GBD estimatet 22% høyere enn det nasjonale estimatet basert på Grenseverdiprosjektets inngangsdata. Av inngangsdataene som benyttes i Grenseverdiprosjektet regner vi valg av forventet gjenstående leveår og eksponeringsberegninger som en bedre beskrivelse av virkeligheten enn GBDs inngangsdata, mens kurver og type dødsfallsdata som benyttes under GBD nok gir en mer korrekt estimering av de faktiske antall dødsfall som kan tilskrives svevestøv eksponering.

Tabell C-1 Skjematisk oversikt over faktorene som påvirker DALY beregning. Se tekst nedenfor for utfyllende beskrivelse.

Inngangsdata	Grenseverdiprosjektets inngangsdata	GBD sine inngangsdata	Effekt på DALY-estimat i.f.h.t. Grenseverdi-prosjektets inngangsdata
Forventet gjenstående leveår	Norske forventet levealder (SSB)	'Maksimal' forventet levealder på verdensbasis	30% økning
Eksponeringsberegninger	Basert på uEMEP (nasjonale utslippssdata og 100 m x 100 m oppløsning)	Basert på GBD modell (satelittdata og 1 km x 1 km oppløsning)	110% økning
Konsentrasjons-responskurver	For total dødelighet, basert på ESCAPE studien	For sykdomsspesifikk dødelighet, basert på meta-analyser (IER)	- *
Type dødsfallsdata	Total dødelighet (ikke-voldsom)	Sykdomsspesifikk dødelighet	- #
Effekter av endring av flere inngangsdata			
Kurver/dødsfallsdata	§	§	60% reduksjon
Sammenlikning med GBD estimatet			
Alle	§	§	22% økning

* Ikke mulig å separere effekten fra effekten av valg av type dødsfallsdata

Ikke mulig å separere effekten fra effekten av valg av kurve, men 60% reduksjon i sykdomsspesifikke dødsfall ifht totale (ikke voldsomme).

§ Se øvre del av tabellen

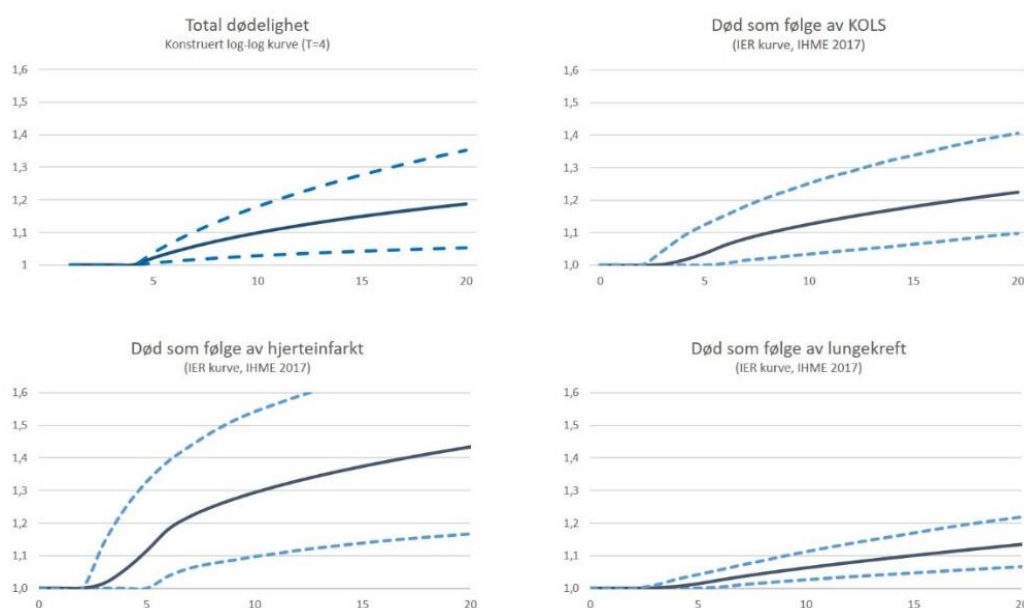
I innledende sykdomsbyrdeberegninger for $PM_{2,5}$ ble også ulike kurveformer testet ut, og sensitivitetsanalyser er gjort for ulike terskelverdier (se Vedlegg C.8). Log-log kurveformen gjør at kurven flater ut ved høye $PM_{2,5}$ nivåer, noe som er observert i en rekke befolkningsstudier. Terskelverdien ble valgt basert på variasjonsbredden i eksponeringsfordelingene i enkeltkohortene i ESCAPE (se Vedlegg C.6), altså uavhengig av sammenlikningen med GBD estimater. Det viste seg likevel at den kurven vi valgte førte til DALY estimater med minst avvik fra GBD estimatene.

Utfyllende beskrivelse av de viktigste faktorene som påvirker sykdomsbyrdeestimatene oppsummert i Tabell C-1:

- **Forventet gjenstående leveår.** I dette prosjektet har vi valgt å benytte tall for forventet gjenstående leveår fra SSB som er spesifikke for Norge. I GBD beregnes forventet gjenstående leveår med utgangspunkt i den høyeste forventede levealder som er rapportert på verdensbasis. Beregning av YLL basert på denne 'maksimale' forventede levealder, gir en **økning i DALY estimatene på rundt 30%**, hvis alle de andre inngangsdataene holdes konstante (f.eks. konsentrasjons-responskurve og eksponeringsfordeling).
- **Eksponeringsberegninger.** Modellen som ble benyttet til å generere eksponeringsfordelinger for de nasjonale beregningene (uEMEP) har svært god oppløsning (100 m x 100 m for $PM_{2,5}$) og nylig oppdaterte inngangsdata, f.eks. når det gjelder biltrafikk og vedfyring som er to av hovedkildene i Norge. Til sammenlikning benyttes en oppløsningen

på 1 km x 1 km for å generere eksponeringsfordelinger under GBD prosjektet. Disse er imidlertid basert på en helt annen type modell, som blant annet benytter satellittdata og data fra målestasjoner som inngangsdata. Beregning av DALY basert på GBD sin eksponeringsberegning, gir en **økning i DALY estimatene på rundt 110%**, hvis alle de andre inngangsdataene holdes konstante (f.eks. konsentrasjons-responskurve og metode for beregning av forventet gjenstående leveår).

- **Konsentrasjons-responskurver.** Mens kurven som benyttes i de nasjonale beregningene for total dødelighet er fra en Europeisk multisenter studie, benytter GBD såkalte integrerte eksponerings-respons (IER) kurver som er basert på en meta-analyse av relevante studier fra hele verden (se eksempler i Figur C-5). I disse kurvene inkluderes også studier av eksponeringer fra andre typer svevestøv for å få til en kurve som dekker de høyeste konsentrasjonene som forekommer globalt sett; dette gjelder partikler fra innendørs luftforurensing fra åpne bål, annenhånds røyking og røyking. En stor fordel med IER kurvene er at de oppdateres med de nyeste studiene nesten hvert eneste år. I tillegg er de altså sykdomsspesifikke og for noen sykdommer også aldersspesifikke. Ulempen med kurvene er at de inkluderer data for andre typer svevestøv, men det er verdt å merke seg at disse har størst påvirkning på kurven for svært høye konsentrasjoner, langt over de som forekommer i Norge. Et annet aspekt er at både formen på kurven og risikoestimatet ser ut til å variere mellom ulike befolkninger (Bølling m.fl., 2018). Det kan derfor være en fordel å benytte kurver fra studier som bare gjelder, eller i det minste inkluderer, den befolkningen man skal gjennomføre sykdomsbyrdeberegninger for. For Norge er det da kun kurven for ESCAPE, som benyttes under Grenseverdiprojektet, som er tilgjengelig på det nåværende tidspunkt. I kunnskapsoppsummeringen for konsentrasjonsresponskurver for fint svevestøv ble både IER kurvene og en kurve basert på ESCAPE studien anbefalt. En av grunnene til at ESCAPE kurven ble benyttet i Grenseverdiprojektet var at det var for tidkrevende å benytte IER kurvene. Istedenfor en kurve måtte vi da ha forholdt oss til over 15 kurver, da disse er både sykdoms- og aldersspesifikke. Innhenting av tall fra DÅR for enkelsykdommene hadde også vært nødvendig. Det er derfor **ikke mulig å anslå hvor stor effekt bruk av andre konsentrasjons-responskurver har på DALY estimatene**. Det er også verdt å merke seg at bruk av IER kurver ville føre til andre inngangsdata for antall dødsfall, og at det derfor ikke er mulig å separere effekten disse to endringene fra hverandre.
- **Total vs. sykdomsspesifikk dødelighet.** Antallet sykdomsspesifikke dødsfall i Norge var ca 60% lavere enn antallet ikke-voldsomme dødsfall (ca 16.000 vs. ca 38.000). Selv om risikoestimatet generelt sett er lavere for total dødelighet enn for de ulike formene for sykdomsspesifikk dødelighet er det rimelig å tenke seg at denne relativt store forskjellen i inngangsdataene for antall dødsfall vi påvirke størrelsen på antall dødsfall som kan tilskrives svevestøveksponering.
- **Kurver/dødsfallstall.** For å få et inntrykk av hvilken størrelsesorden den kombinerte effekten av bruk av IER kurver og sykdomsspesifikke istedenfor totale antall dødsfall har på DALY estimatene er det en sammenlikning som kan gjøres; GBD sine tall vs. beregninger basert på ESCAPE kurven/total dødelighet med alle andre inngangsdata definert av GBD sin metodikk (eksponeringsfordeling og forventet gjenstående leveår). **Bruk av IER kurver og sykdomsspesifikk dødelighet fører da til et DALY estimat som er ca 60% lavere enn det nasjonale estimatet med GBD inngangsdata.**



Figur C-5 Eksempler på IER kurver sammenliknet med kurven benyttet i Grenseverdiprojektet. Kurven med log-log form basert på risikoestimatet fra ESCAPE studien med terskelverdi $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ er illustrert øverst til venstre. De andre kurvene representerer eksempler på IER kurver som benyttes i GBD sine beregninger.

C.8 Sensitivitetsanalyser og vurdering av usikkerhet i sykdomsbyrdemetodikken

Det er usikkerhet i alle inngangsdataene som benyttes i sykdomsbyrdeberegningene, men usikkerhetsintervallet som angis for DALY estimatene i hoveddelen av rapporten er kun basert på usikkerheten i risikoestimatet som konsentrasjons-responskurven er basert på (95% konfidensintervallet). De viktigste usikkerhetskildene i våre beregninger er alle belyst tidligere i rapporten og stammer både fra usikkerhet i inngangsdata og forenklinger i metodikken:

- Konsentrasjons-responskurven (risikoestimatet, kurveform, terskelverdi)
- Grunnlagsdata for helse (antall dødsfall, forventet gjenstående leveår)
- Eksponeringsberegningene
- Bruk av total dødelighet istedenfor sykdomsspesifikk dødelighet
- Bruk av YLD/YLL forholdstall istedenfor selvstendig beregning av YLD
- Bruk av nasjonale YLL-rater for beregning av kommunal YLL

For inngangsdata (de tre første punktene) kan en forenklet vurdering av det relative bidraget fra hver av disse usikkerhetskildene vurderes basert på beregninger for usikkerhetsintervallet til inngangsdataene som vil resultere i et usikkerhetsintervall for DALY estimatet. Sammenlikning av størrelsen på usikkerhetsintervallet til DALY estimatet for de ulike inngangsdataene vil da gi noe informasjon om det relative bidraget til hver type inngangsdata. Dette kan gjøres på en mer sofistikert måte ved hjelp av Monte-Carlo simuleringer. Nedenfor

presenteres en sensitivitetsanalyse for usikkerheten i konsentrasjons-responskurvene og eksponeringsberegningene. Sensitivitetsanalyser for grunnlagsdata for helse inkluderes ikke her. Foreløpige beregninger av YLL basert på GBD sine tall for maksimal forventet levealder på verdensbasis viser imidlertid en 30% økning i sykdomsbyrdeestimatene. Det er derfor rimelig å anta at usikkerhetsvinduet for sykdomsbyrdeestimatet som presenteres i hovedrapporten, basert på 95% konfidensintervallet i risikoestimatet, er bredt nok til å ta høyde for mulige variasjoner som endringer i grunnlagsdata for helse kan medføre (se liknende vurderinger av prosentvise over/under-estimeringer under *Forenklinger i metodikken* nedenfor).

For forenklinger i metodikken må usikkerheten vurderes kvalitativt (se betraktninger i kapitlene tidligere i vedlegget). Det er sannsynlig at både bruk av total dødelighet istedenfor sykdomsspesifikk dødelighet og bruk av YLD/YLL forholdstall istedenfor egne beregninger av YLD kan bidra til overestimering av DALY estimatene. Som en forenklet sensitivitetsanalyse gjøres det nedenfor et overslag basert på prosentvise anslag for overestimeringen. Når det gjelder bruk av nasjonal istedenfor kommunal YLL, vil dette kunne bidra til enten overestimering eller underestimering av DALY estimatene. Dette er avhengig av hvordan alderssammensetningen og forventet levealder i kommunen er i forhold til det nasjonale gjennomsnittet og kan ikke generaliseres.

Det er viktig å merke seg at vi i denne rapporten vurderer differanser i DALY (referansesituasjonen i 2025 - 2025 med tiltak). Utslaget av de forskjellige usikkerhetsfaktorene på *differansen i DALY* kan nemlig være vesentlig lavere enn for *total DALY* for en kommune. Et eksempel på dette er effekten av terskelverdi som er stor for total DALY (se Tabell C-2), mens den generelt sett er mye mindre for differansen i DALY (Tabell C-3).

Total sett viser vurderingene nedenfor at usikkerhetsvinduet for reduksjonen i sykdomsbyrde som presenteres i hoveddelen av rapporten er bredt nok til å ta høyde for usikkerhet i inngangsdata. Etter at sykdomsbyrdeestimatene justeres for mulige overestimeringer som følge av metodologiske forenklinger, ligger estimatene fortsatt ovenfor den nederste grensen av usikkerhetsintervallet. Sensitivitetsanalysene viser altså at den nederste grensen av usikkerhetsintervallet for differansen i DALY er robust, både med tanke på usikkerhet i inngangsdata og mulige overestimeringer som følge av metodologiske forenklinger.

Usikkerhet i konsentrasjons-responskurven

For de konstruerte konsentrasjons-responskurvene er det hovedsakelig tre faktorer som bidrar til usikkerhet i sykdomsbyrdeestimatene; usikkerheten i risikoestimatet (her inkludert som 95 % konfidensintervallet), valg av kurveform og valg av terskelverdi.

Usikkerheten i risikoestimatet stammer fra analysen som er gjennomført i den publiserte befolkningsstudien (Beelen m.fl. 2014), og er vist for alle sykdomsbyrdeestimatene i denne rapporten. Når det gjelder valg av kurveform, ble effekten av ulike kurveformer undersøkt i innledende sykdomsbyrdeberegninger for $PM_{2,5}$ for hele Norges befolkning. Estimaterne for lineær og log-lineær kurveform var ca 30 % lavere enn for log-log kurveformen som ble benyttet for $PM_{2,5}$ i denne rapporten. Bakgrunnen for valg av denne kurveform er at den flater ut ved høye $PM_{2,5}$ nivåer, noe som er observert i en rekke befolkningsstudier og også representerer kurveformen benyttet av GBD. Det er fortsatt usikkerhet forbundet med hvilken kurveform som best beskriver sammenhengen mellom eksponering for svevestøv (både $PM_{2,5}$ og PM_{10}) og økt

risiko for død i Norge. Tallene for ulike kurveformer presenteres imidlertid ikke her, for å begrense omfanget av rapporten.

Terskelverdiene benyttet i hoveddelen av rapporten, og for sensitivitetsanalyser her i vedlegget, ble valgt basert på variasjonsbredden i eksponeringsfordelingene i enkeltkohortene i ESCAPE (se Vedlegg C.6). Tabell C-2 viser DALY estimatene for de ti kommunene basert på kurver med tre ulike terskelverdier. Merk at terskelverdiene ikke er de samme for PM_{10} og $PM_{2,5}$ og at det er tallene i midterste kolonne som tilsvarer tallene presentert i hoveddelen av rapporten (altså for terskelverdi på henholdsvis 8 og $4 \mu g/m^3$). Bruk av en lavere terskelverdi fører til vesentlig høyere sykdomsbyrdeestimer (ca 70-300 % økning), mens en høyere terskelverdi gir vesentlig lavere estimer (ca 40-90 % reduksjon).

Hvis man ser på helsegevinsten som følge av gjennomføring av tiltakspakkene i de ulike kommunene er det imidlertid mye mindre forskjell mellom de tre kurvene med ulike terskelverdi (Tabell C-3). Bruk av lavere terskelverdi gir stort sett samme helsegevinst. For høyere terskelverdi er helsegevinsten noe lavere for PM_{10} , mens den er noe høyere for $PM_{2,5}$. Årsaken til at mønsteret er svært forskjellig mellom totale DALY per kommune (Tabell C-2) og differansen i DALY (Tabell C-3) er at man ser på henholdsvis absolutte tall eller differanser. Differansene gjenspeiler effektene av tiltakene, som igjen reflekterer at man 'flytter folk' fra en høy eksponering til en lavere eksponering. Hvis denne 'flyttingen' skjer innenfor en lineær del av kurven har den ingen effekt, men hvis man 'flytter folk' fra over terskelverdien til under terskelverdien har dette stor effekt på DALY differansen (Tabell C-3). For $PM_{2,5}$, der en log-log kurve benyttes, har det også noe å si hvor på kurven 'flyttingen av folk' skjer for effekten av terskelverdi på DALY differansen, ikke bare om det er over eller under terskelverdien. Log-log kurven er nemlig brattere for lave verdier, så jo lengre til høyre på kurven 'flyttingen av folk' skjer, jo lavere vil DALY differansen bli. For ett bestemt tiltak, vil valg av lavere terskelverdi føre til at flyttingen skjer lengre til høyre på kurven (Tabell C-3).

Totalt sett hadde valg av terskelverdi relativt liten innflytelse på DALY differansen (Tabell C-3). DALY differansene for lavere og høyere terskelverdi (første og siste kolonne) ligger innenfor usikkerhetsvinduet for 95 % konfidensintervallet for den midterste terskelverdien. Vi konkluderer derfor med at de gjennomførte beregningene er robuste når det gjelder valg av terskelverdi. Bruk av lineær eller log-lineær kurveform ville føre til ca 30 % lavere sykdomsbyrdeestimer, noe som også ville resultere i DALY differanser innenfor usikkerhetsvinduet for 95 % konfidensintervallet.

Tabell C-2 Effekten av endring av terskelverdi for konsentrasjons-responskurven av PM_{10} og $PM_{2,5}$ på sykdomsbyrdeberegninger for de 10 kommunene valgt for modellering av tiltak. Tabellen viser DALY estimatene for Referansesituasjonen i 2025 for de tre ulike terskelverdiene (T) for gjennomsnittskurvene med 95% KI. Terskelverdiene for PM_{10} og $PM_{2,5}$ på henholdsvis 8 og 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, altså tallene i midterste kolonne, tilsvarer tallene presentert i hoveddelen av rapporten. For beskrivelse av metodikk se kapittel 6.3.1. og Vedlegg 2. Kommunene er kun inkludert i tabellen for den størrelsesfraksjonen det er gjort tiltak for i hoveddelen av rapporten.

Kommune	DALY estimat (Referansesituasjonen i 2025)		
PM_{10}	T: 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	T: 8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	T: 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Bergen	1493 (415, 2826)	626 (171, 1210)	53 (14, 104)
Bærum	650 (181, 1232)	271 (74, 523)	34 (9, 66)
Fredrikstad	583 (164, 1090)	337 (93, 642)	99 (27, 192)
Harstad	84 (23, 162)	20 (5, 38)	3 (1, 5)
Kristiansand	601 (168, 1128)	320 (88, 613)	71 (19, 138)
Lillehammer	104 (29, 198)	33 (9, 63)	3 (1, 6)
Oslo	4711 (1323, 8825)	2666 (736, 5092)	694 (188, 1350)
Tromsø	274 (75, 524)	73 (20, 142)	7 (2, 14)
$PM_{2,5}$	T: 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	T: 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	T: 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Porsgrunn	411 (110, 785)	300 (80, 580)	172 (45, 337)
Skien	599 (160, 1146)	428 (113, 831)	243 (64, 478)

Tabell C-3 Effekten av endring av terskelverdi for konsentrasjons-responskurven av PM_{10} og $PM_{2,5}$ på helsegevinsten av tiltak for de 10 kommunene valgt for modellering av tiltak. Tabellen viser reduksjon i antall DALY basert på sykdomsbyrdeberegninger for differansen i den totale sykdomsbyrden for den enkelte kommune mellom referansesituasjonen i 2025 og 2025 med tiltak for de tre ulike terskelverdiene (T) for gjennomsnittskurvene med 95% KI. DALY estimatene vises i Tabell C-2. Terskelverdiene for PM_{10} og $PM_{2,5}$ på henholdsvis 8 og 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, altså tallene i midterste kolonne, tilsvarer tallene presentert i hoveddelen av rapporten. Reduksjon i DALY (referansesituasjonen i 2025 minus 2025 med tiltak) brukes altså som mål på helsegevinsten som følge av tiltak. For beskrivelse av metodikk se kapittel 3.6.1. og Vedlegg C. Kommunene er kun inkludert i tabellen for den størrelsesfraksjonen det er gjort tiltak for i hoveddelen av rapporten.

Kommune	Helsegevinst vist som reduksjon i DALY (Referansesituasjon 2025 - 2025 med tiltak)		
PM_{10}	T: 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	T: 8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	T: 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Bergen	42 (12, 76)	43 (12, 82)	17 (5, 34)
Bærum	21 (6, 39)	22 (6, 42)	13 (4, 25)
Fredrikstad	14 (4, 25)	15 (4, 27)	14 (4, 27)
Harstad	11 (3, 21)	8 (2, 16)	2 (0, 4)
Kristiansand	41 (12, 75)	43 (12, 82)	31 (8, 61)
Lillehammer	6 (2, 12)	5 (1, 10)	1 (0, 3)
Oslo	156 (46, 280)	164 (46, 306)	138 (38, 267)
Tromsø	38 (11, 71)	31 (8, 60)	6 (2, 12)
$PM_{2,5}$	T: 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	T: 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	T: 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Porsgrunn	22 (6, 41)	30 (8, 57)	38 (10, 73)
Skien	62 (17, 115)	85 (23, 161)	98 (26, 91)

Usikkerhet i eksponeringsberegningene

For å få et inntrykk av hvordan usikkerheten i eksponeringsberegningene påvirker sykdomsbyrdeestimatene, ble eksponeringsberegninger generert basert på 10 % reduksjon eller økning i konsentrasjonen for hver gridrute i luftkvalitetsberegningene. Dette reflekterer anslått usikkerhet for årsmiddelkonsentrasjonene i eksponeringsberegningene (vedlegg B-1-3). Sykdomsbyrdeberegninger basert på +/- 10 % eksponeringsfordelingene ble beregnet for referansesituasjonen 2025 for alle de ti eksempelkommunene, men oppsummeres kun kvalitativt i denne rapporten.

For alle eksempelkommunene var sykdomsbyrdeestimatene for +/- 10 % eksponeringsfordelingene innenfor usikkerhetsvinduet presentert i hoveddelen av rapporten, basert på 95 % konfidensintervallet for risikoestimatet. For Bergen var for eksempel sykdomsbyrdeestimatene for +/- 10 % eksponeringsfordelingene henholdsvis 867 og 437 DALY, altså godt innenfor usikkerhetsvinduet fra 171 til 1210 DALY.

Totalt sett viser disse beregningene at usikkerhetsvinduet for sykdomsbyrdeestimatet som presenteres i hovedrapporten er bredt nok til å ta høyde for usikkerheten i eksponeringsberegningene.

Forenklinger i metodikken

Det er sannsynlig at både bruk av total dødelighet istedenfor sykdomsspesifikk dødelighet og bruk av YLD/YLL forholdstall istedenfor egne beregninger av YLD kan bidra til overestimering av DALY estimatene. Her gjøres et enkelt overslag for å få et inntrykk av i hvilken størrelsesorden denne overestimeringen kan være.

Sammenlikningen mellom nasjonale beregninger og tall fra GBD viste at bruk av kurver og helsedata for sykdomsspesifikk dødelighet istedenfor total dødelighet, kunne føre til et 60% lavere estimat (vedlegg C-7, tabell C-1). For YLD/YLL forholdstallet, som varierer mellom 0,01 og 5,7 for de sykdommene som har vært knyttet til eksponering for PM_{2,5}, vil vi se på et 'worst-case' scenario når det gjelder overestimering. Basert på det laveste forholdstallet på 0.01 velger vi å sette YLD til 0 i denne sensitivitetsanalysen. Siden de anvendte YLD/YLL forholdstallene var ca 0,55 (vedlegg C-3), ville reduksjon av YLL estimatet til 0 føre til et ca 35% lavere sykdomsbyrdeestimat.

Et 35-60% lavere sykdomsbyrdeestimat vil være innenfor usikkerhetsvinduet som er presentert i hoveddelen av rapporten, basert på 95% konfidensintervallet i risikoestimatet. Som et eksempel, for sykdomsbyrdeestimatet på 626 DALY for Bergen ville en 60% eller 35% reduksjon tilsvare henholdsvis 250 eller 407 DALY. Begge disse reduksjonene ville være innenfor usikkerhetsvinduet fra 171 til 1210 DALY. For reduksjoner i sykdomsbyrde, altså DALY differanser, ville konsekvensen av disse overestimeringene følge de samme prosentsettsene som for DALY for referansesituasjonen, og resultere i DALY differanser innenfor det respektive usikkerhetsvinduet.

Selv om det ikke er mulig å generalisere hvordan bruk av nasjonal istedenfor kommunal YLL påvirker DALY estimatene, er det rimelig å anta at avviket vil være mindre enn det som er anslått ovenfor, for bruk av total istedenfor sykdomsspesifikk dødelighet og bruk av YLD/YLL forholdstall. Usikkerhetsvinduet for sykdomsbyrdeestimatet som presenteres i hovedrapporten, basert på 95% konfidensintervallet i risikoestimatet, ser altså ut til å være bredt nok til å ta høyde for mulige overestimeringer som følge av metodologiske forenklinger.

C.9 Referanseliste for sykdomsbyrdeberegninger

AEA Technology. (2005). Methodology for the Cost-Benefit analysis for CAFE: Volume 2:

Health Impact Assessment. Tilgjengelig fra:

http://ec.europa.eu/environment/archives/cale/pdf/cba_methodology_vol2.pdf

Beelen, R., Raaschou-Nielsen, O., Stafoggia, M., Andersen, Z. J., Weinmayr, G., Hoffmann, B., . . . Hoek, G. (2014). Effects of long-term exposure to air pollution on natural-cause mortality: an analysis of 22 European cohorts within the multicentre ESCAPE project. *Lancet*, 383(9919), 785-795. doi: 10.1016/s0140-6736(13)62158-3

Bølling, A. K., Aasvang, G. M., Oftedal, B., Låg, M., Refsnes, M., Øvrevik, J., Schwarze, P. (2018). Kunnskapsoppsummering: Konsentrasjons-responskurver for lave konsentrasjoner av fint svevestøv. Tilgjengelig fra:

<https://www.fhi.no/globalassets/dokumenterfiler/rapporter/2018/konsentrasjons-responskurver-for-lave-konsentrasjoner-av-fint-svevestov-rapport-2018.pdf>

Bølling, A. K., Aasvang, G. M., Låg, M., Refsnes, M., Øvrevik, J., Oftedal, B. (under utarbeidelse). Kort rapport om konsentrasjons-responskurver for svevestøv med diameter mindre enn 10µm (PM10)

Castro, A., Kunzli, N., & Gotschi, T. (2017). Health benefits of a reduction of PM10 and NO2 exposure after implementing a clean air plan in the Agglomeration Lausanne-Morges. *Int J Hyg Environ Health*, 220(5), 829-839. doi: 10.1016/j.ijheh.2017.03.012

Magnussen, K., Bølling, A. K., Låg, M., Refsnes, M., Aasvang, G. M., Rød, M., Navrud, S. (2020). Verdsetting av luftforurensningens kostnader for helse, miljø og materialer - et forprosjekt. Publiseres april 2020.

Ostro, B. (2004). Outdoor air pollution - Assessing the environmental burden of disease at national and local levels *Environmental Burden of Disease*, No. 5.

Schwartz, J. (2000). Harvesting and long term exposure effects in the relation between air pollution and mortality. *Am J Epidemiol*, 151(5), 440-448.

Schwartz, J. (2001). Is there harvesting in the association of airborne particles with daily deaths and hospital admissions? *Epidemiology*, 12(1), 55-61.

Zanobetti, A., Schwartz, J., Samoli, E., Gryparis, A., Touloumi, G., Peacock, J., . . . Katsouyanni, K. (2003). The temporal pattern of respiratory and heart disease mortality in response to air pollution. *Environ Health Perspect*, 111(9), 1188-1193. doi: 10.1289/ehp.5712

Zeger, S. L., Dominici, F., Samet, J. (1999). Harvesting-resistant estimates of air pollution effects on mortality. *Epidemiology*, 10(2), 171-175.

Wei Y, Wang Y, Di Q, Choirat C, Wand Y, Koutrakis P, Zanobetti A, Dominici F, Schwartz JD (2019). Short term exposure to fine particulate matter and hospital admission risks and costs in

the Medicare population: time stratified, case crossover study. BMJ 2019; 367. doi: <https://doi.org/10.1136/bmj.l6258>

WHO (2013). Review of evidence on health aspects of air pollution - REVIHAAP Project - Technical Report [Rapport]. Tilgjengelig fra: http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0004/193108/REVIHAAP-Final-technical-report.pdf

D. Utfyllende om resultater

D.1 Luftkvalitetsberegninger

D.1.1 Situasjonen i 2016

For dagens situasjon ble antall eksponerte for ulike konsentrasjonsintervaller av årsmiddel PM_{10} , årsmiddel $PM_{2,5}$ og antall døgn med overskridelser av $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} beregnet for alle kommuner i landet. Merk at disse beregningene kun ble gjort med en gridoppløsning på $100 \text{ m} \times 100 \text{ m}$ som beskrevet i metodekapittel 3.1.5, og derfor bare sammenlignes direkte med andre beregninger gjort med samme oppløsning.

Årsmiddel PM_{10}

Beregningene viste at innbyggere i 12 kommuner ble eksponert for årsmiddel over dagens grenseverdi på $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Høyeste antall eksponerte er beregnet å være omtrent 400 personer i én kommune, og kun fire kommuner hadde et tresifret antall eksponerte.

30 kommuner hadde innbyggere eksponert for årsmiddel over nasjonalt mål og luftkvalitetskriteriet på $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Høyeste antall eksponerte er beregnet å være ca 1800 personer i én kommune, og 13 kommuner hadde et tresifret antall eksponerte.

Overskridelser av døgnmiddel $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10}

Det ble beregnet at 36 kommuner hadde innbyggere eksponert for mer enn 30 overskridelser av døgn grenseverdien på $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Høyeste antall eksponerte er beregnet å være omtrent 1200 personer i én kommune, og 13 kommuner hadde et tresifret antall eksponerte.

57 kommuner hadde innbyggere eksponert for mer enn 20 overskridelser av døgn grenseverdien på $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, og 29 av kommunene hadde tresifrede antall eksponerte.

Årsmiddel $PM_{2,5}$

Ingen kommuner ble beregnet å ha innbyggere eksponert for nivåer over dagens grenseverdi på $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

30 kommuner ble beregnet å ha innbyggere eksponert for årsmiddel over nasjonalt mål og luftkvalitetskriteriet på $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Høyeste antall eksponerte er beregnet å være omtrent 280 000 personer, og 11 kommuner hadde et firesifret antall eksponerte. Det er verdt å merke seg at ikke-lokale utslipp, inkludert langtransportert luftforurensning, er viktigste kilde til fint svevestøv i Norge som beskrevet i metodekapittel.

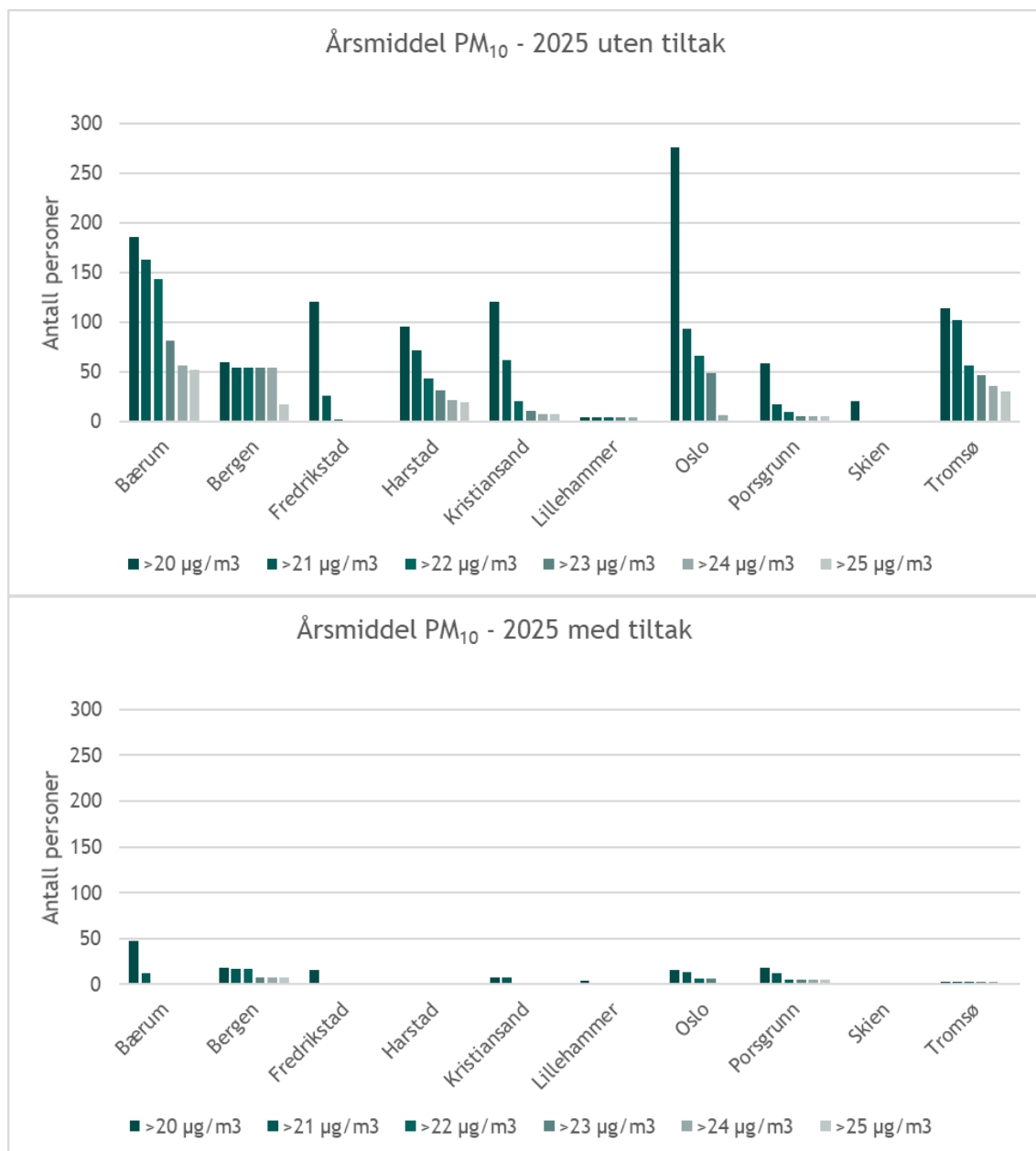
D.1.2 Detaljerte resultater fra 2025 med og uten tiltak

I figurene under vises beregnet antall personer eksponert for ulike årsmiddelnivåer for PM_{10} og $PM_{2,5}$, og antall personer som er beregnet til å være utsatt for ulike overskridelser av døgnmiddel $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} . I figurene summeres antall personer eksponert for de ulike nivåene, slik at personer f.eks. eksponert for nivåer $>25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vil også visualiseres i søylen som markerer personer eksponert for nivåer over $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Årsmiddel PM₁₀

Basert på våre framskrivinger vil det i 2025 være et fåtall personer i de ti kommunene som er eksponert for årsmiddelnivåer over dagens grenseverdi for PM₁₀ på 25 µg/m³.

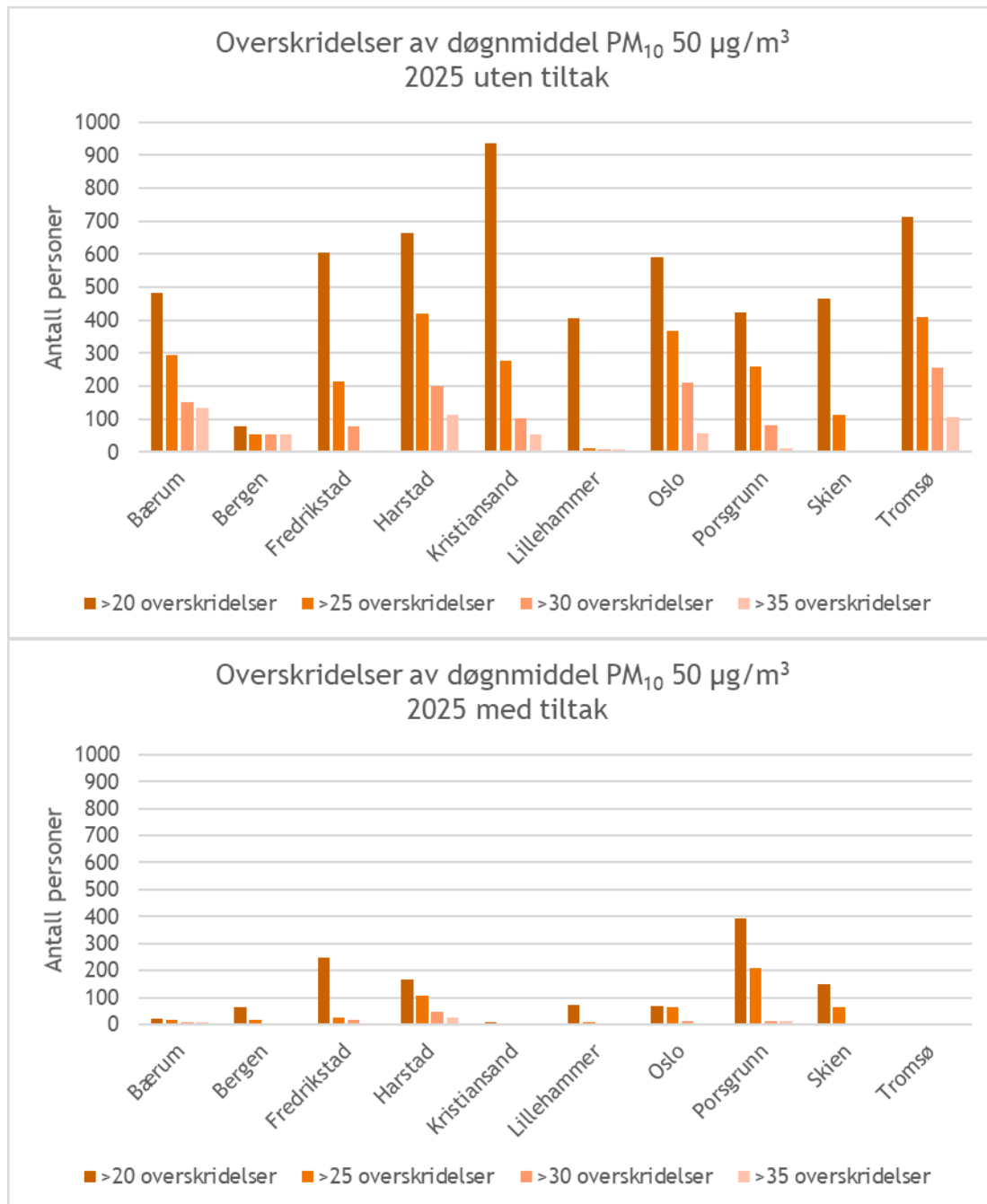
Grafene viser at det i flere av kommunene vil være personer eksponert for årsmiddelnivåer høyere enn nasjonalt mål på 20 µg/m³ i 2025.



Figur D-1 Antall eksponerte for ulike nivåer av årsmiddel PM₁₀ i 2025 før gjennomføring av tiltak (øverst) og etter gjennomføring av tiltakspakke 1 (nederst). Merk at antall personer er akkumulert, så f.eks. personer eksponert for nivåer >25 µg/m³ vil også visualiseres i søylen som markerer personer eksponert for nivåer over 20 µg/m³

Antall overskridelser av døgnmiddel PM₁₀

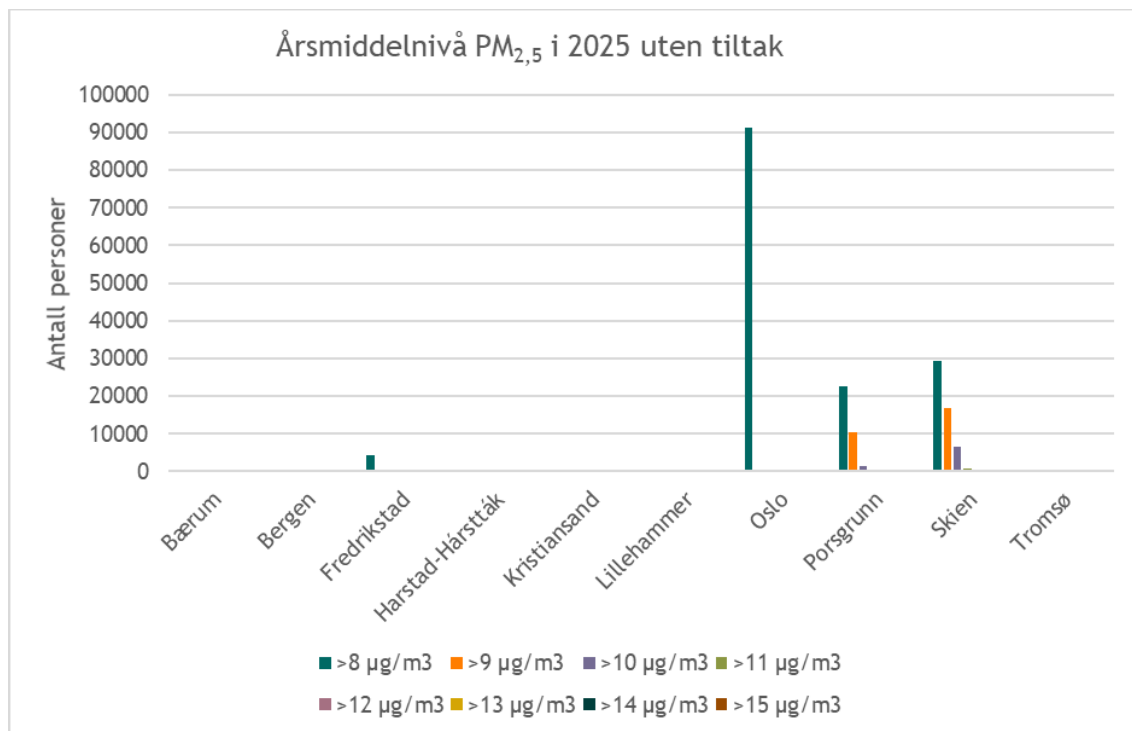
Modellberegningene viser at flere personer i 2025 er eksponert for høyere antall overskridelser av døgnmiddelnivået enn det som tillates i forskriften i dag. I Tromsø er det beregnet at omtrent 250 personer er eksponert for mer enn 30 overskridelser av døgnmiddelnivå på 50 µg/m³.



Figur D-2 Beregnet antall personer over ulike antall døgnmiddelverdier av PM₁₀ > 50 µg/m³ i 2025 før tiltak (øverst) og etter tiltakspakke 1 (nederst). Merk at antall personer er akkumulert, så personer som er eksponert for f.eks. >30 overskridelser vil også visualiseres i søylene som markerer personer eksponert for >20 overskridelser.

Årsmiddel $PM_{2,5}$

For fem av de ti kommunene er det beregnet at antall eksponerte for $PM_{2,5}$ -nivåer lik det nasjonale målet på $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ er lik 0 i 2025. I Oslo er det opp mot 90 000 personer som er beregnet å være eksponert for nivåer over det nasjonale målet i 2025, men dette skyldes først og fremst ikke-lokale utslipp, eller langtransportert luftforurensing. I Skien og Porsgrunn er det beregnet at flere personer er eksponert for nivåer mellom 8 og $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$. I disse kommune er bidraget fra vedfyring beregnet å være større enn i Oslo.

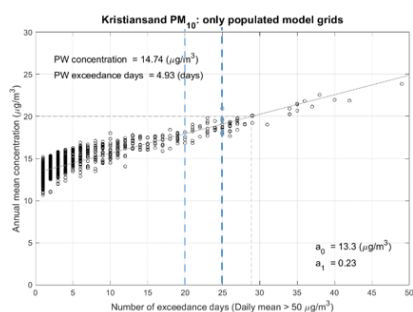
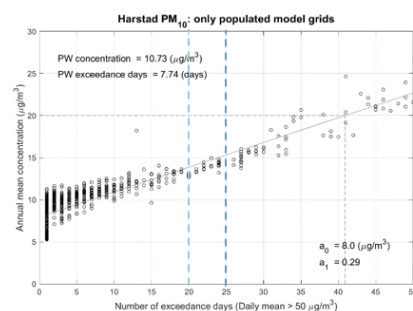
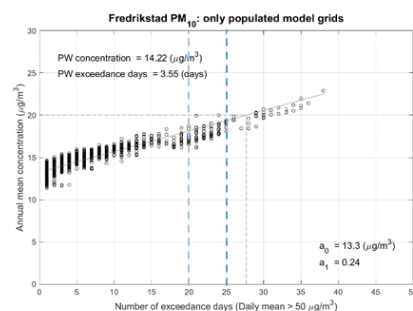
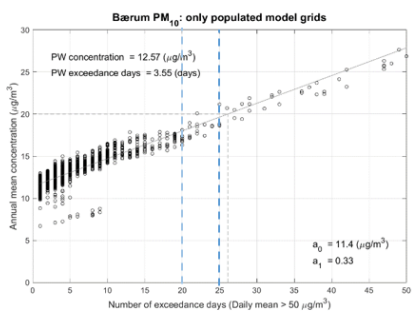
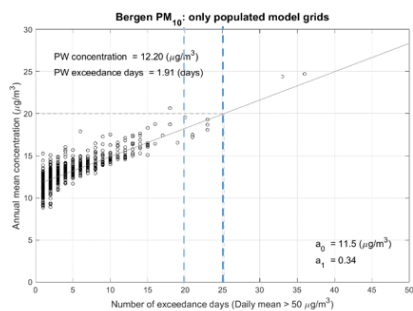


Figur D-3 Beregnet antall personer eksponert for ulike antall $PM_{2,5}$ -årsmiddelnivåer. Oversikten er akkumulert, så personer eksponert for nivåer $>15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vil også visualiseres i søylen som markerer personer eksponert for nivåer over $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$

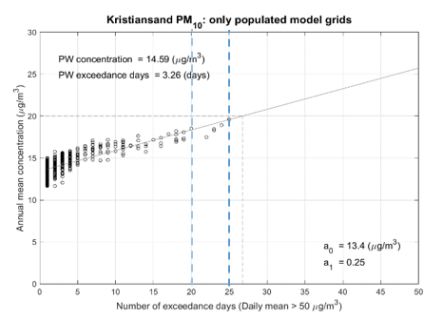
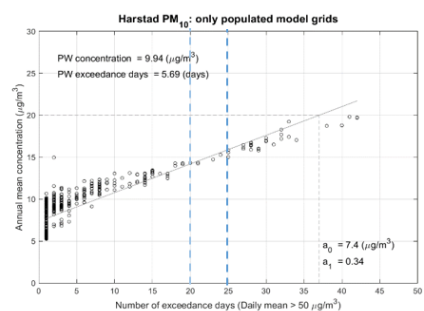
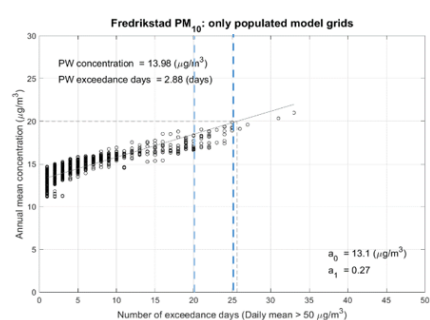
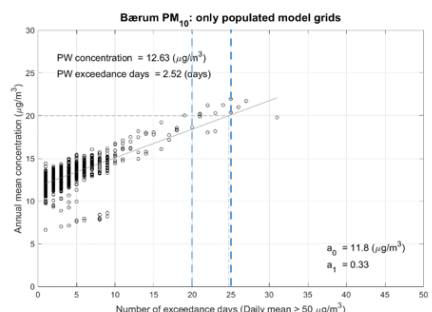
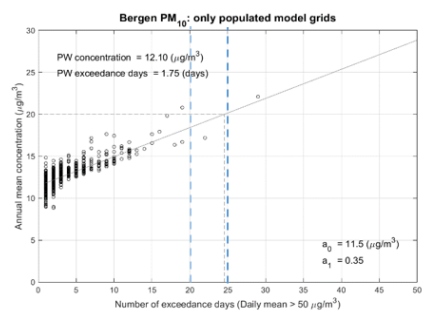
D.1.3 Årsmidlet PM_{10} versus antall overskridelser av døgnmiddelgrenseverdi

Figurene under viser data både for referansesituasjonen i 2025 (til venstre) og for tiltakspakke 1 (til høyre). De samme diagrammene er også vist i figur 33 for Bærum, Harstad og Kristiansand. Den lyse og den mørkeblå stiplede vertikale linjen tilsvarer henholdsvis 20 og 25 tillatte overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien. Ny foreslått årsmiddelgrenseverdi på $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ er illustrert med grå stiplet horisontal linje. I tillegg viser hver figur befolkningsvektet konsentrasjon for årsmidlet PM_{10} og befolkningsvektet antall overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien øverst til venstre, mens skjæringspunktet med y-aksen a_0 og stigningstallet a_1 vises nederst til høyre. Stigningstallet reflekterer økningen i antall overskridelser per $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ økning i PM_{10} årsmiddel, mens skjæringspunktet med y-aksen reflekterer PM_{10} årsmiddelkonsentrasjonen som tilsvarer null overskridelser.

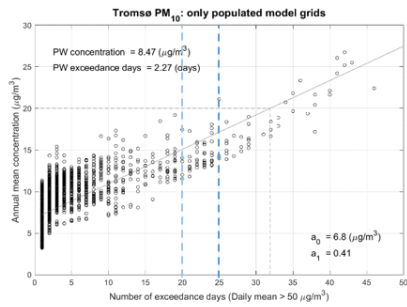
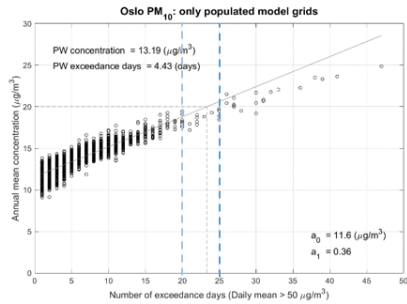
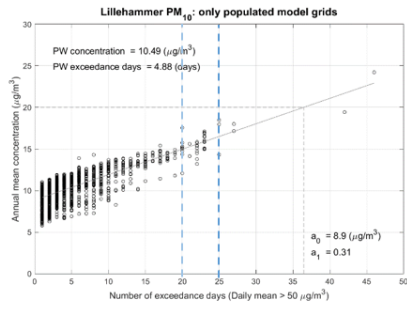
Scenario 2 (fremskrevet til 2025)



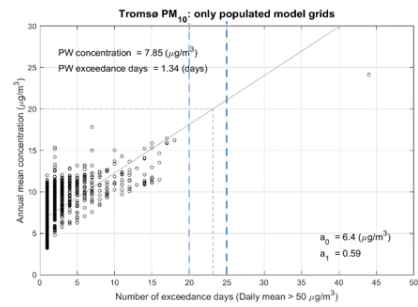
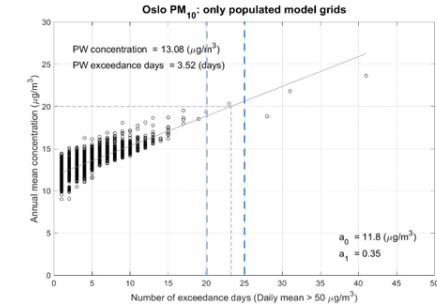
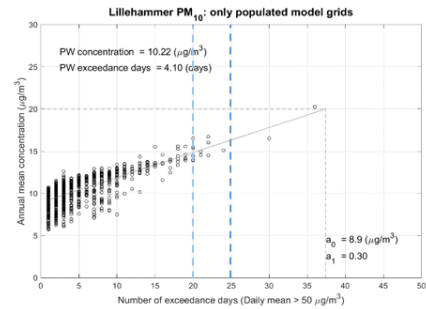
Scenario 3 (tiltaksplanke 1; 2025)



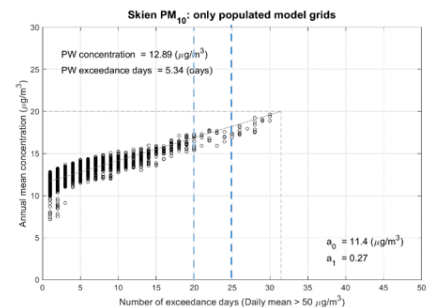
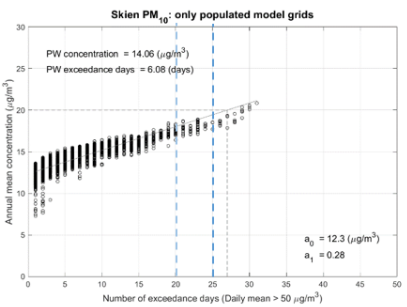
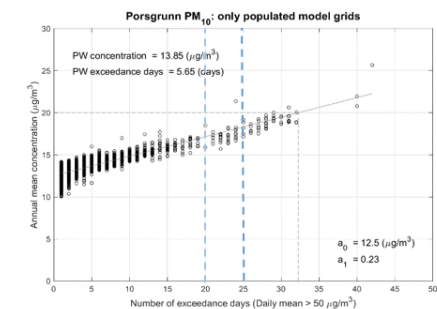
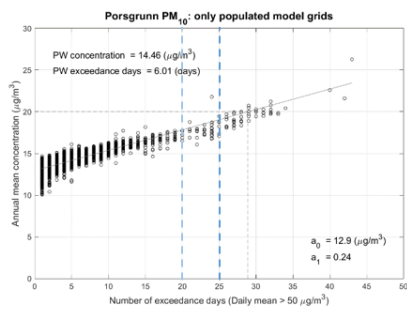
Scenario 2 (fremskrevet til 2025)



Scenario 3 (tiltaksplanke 1; 2025)

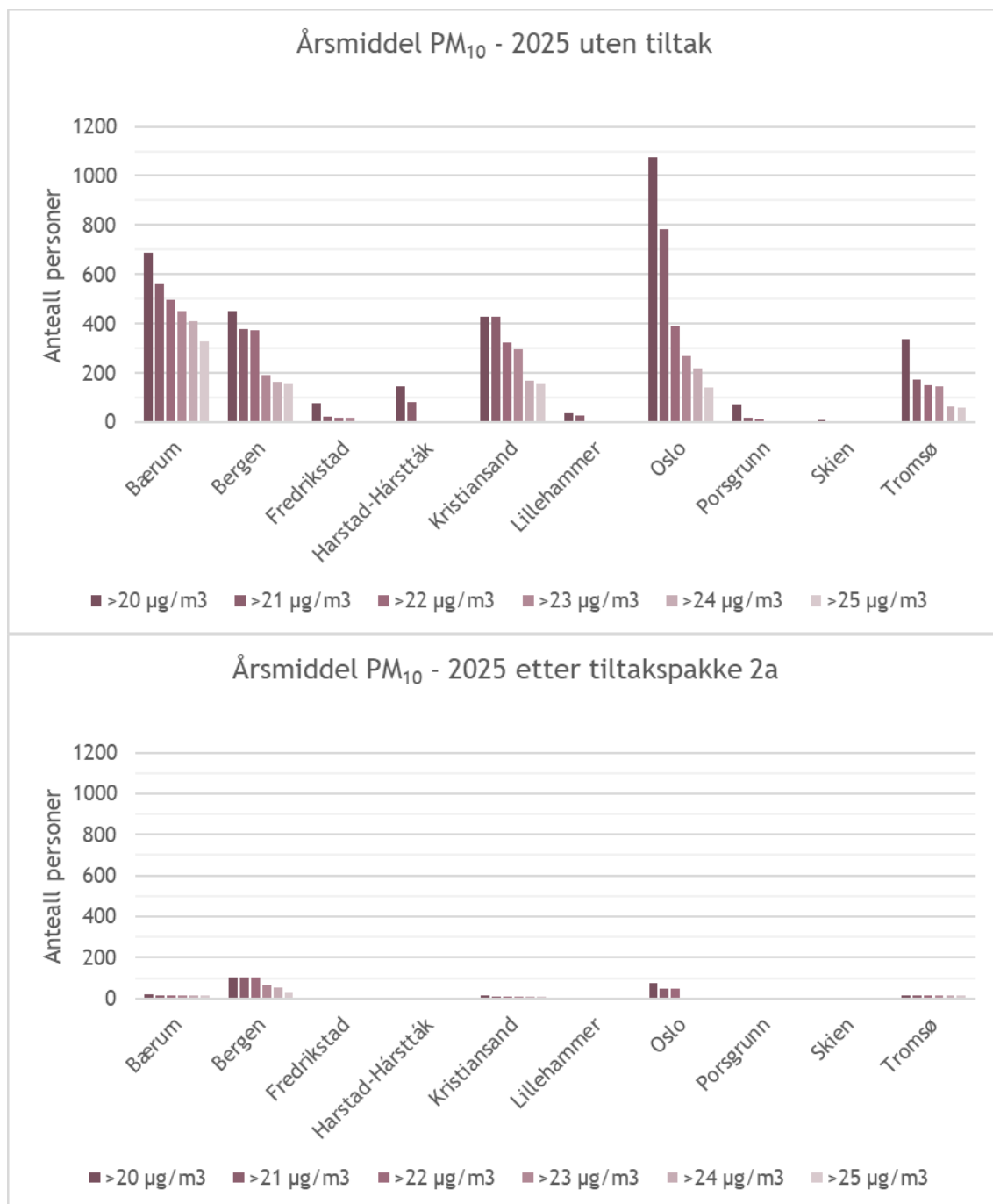


Kommuner uten tiltak for årsmidlet PM₁₀ (altså kun vedfyringstiltak)

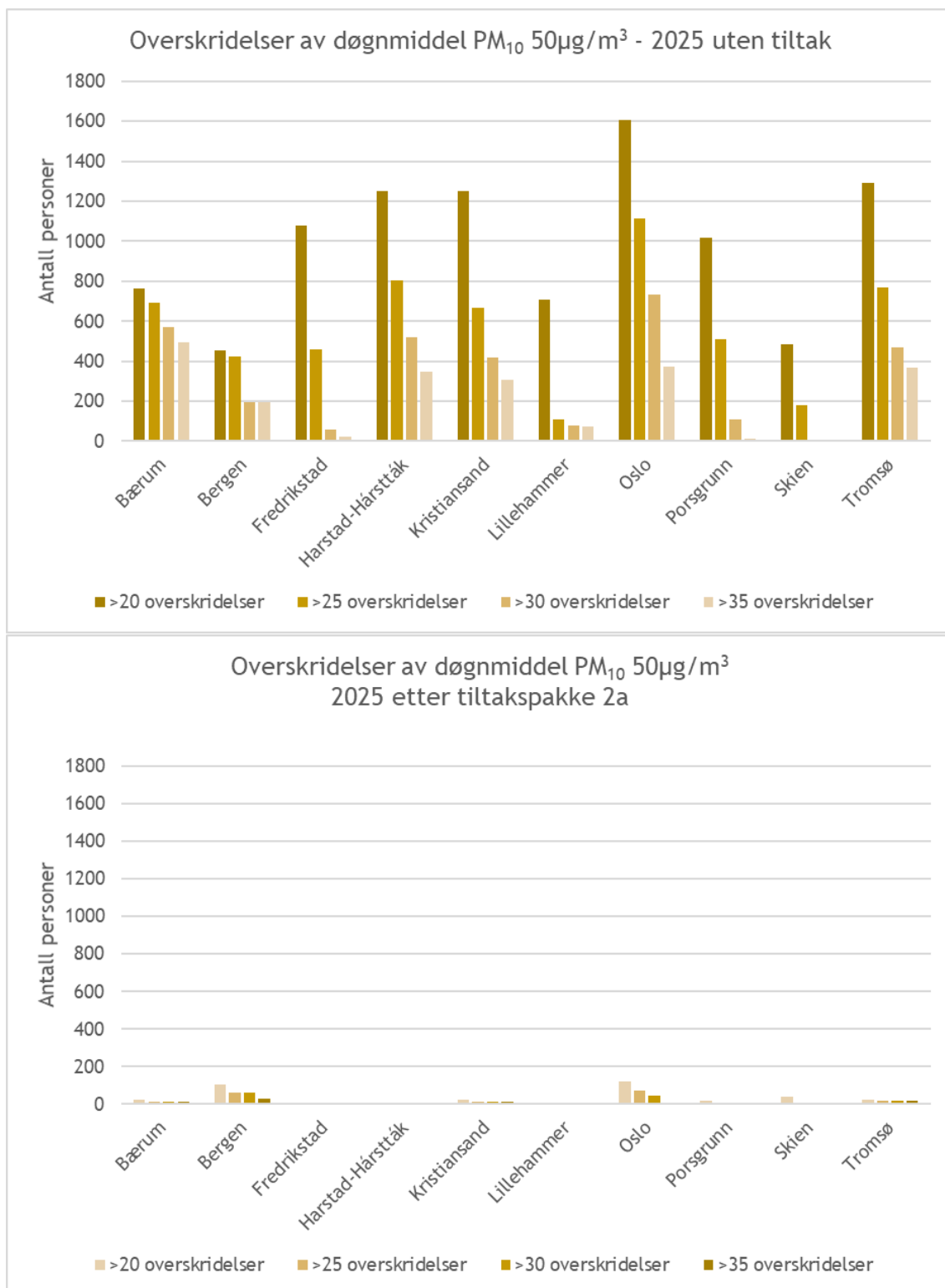


D.1.4 Detaljerte resultater fra tiltakspakke 2a

Tiltakspakke 2a inneholder alle utredede tiltak rettet mot å redusere nivåene av PM_{10} og gjelder utslipp fra veitrafikk. Beregningene for tiltakspakke 2a er gjort med en gridruteoppløsning på 100 m x 100 m, i motsetning til 50 m x 50 m som ble brukt for tiltakspakke 1. Resultatene kan derfor ikke direkte sammenlignes med resultatene fra tiltakspakke 1 som er presentert tidligere.



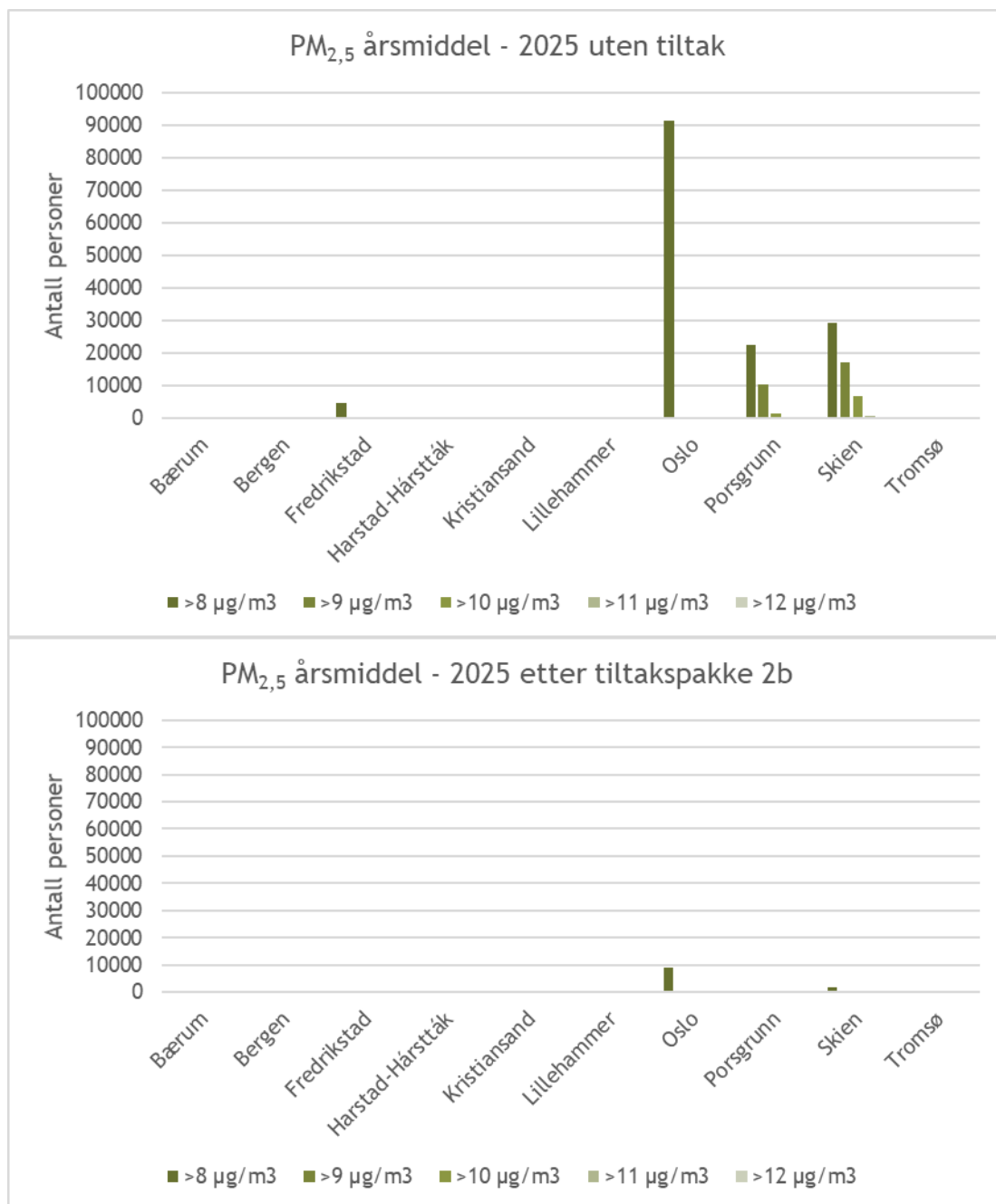
Figur D-4 Beregnet antall personer eksponert for ulike nivåer av årsmiddel PM_{10} i $\mu g/m^3$ i 2025 før gjennomføring av tiltak (øverst) og etter gjennomføring av tiltakspakke 2a (nederst). Merk at oversikten er akkumulert, så personer eksponert for nivåer >25 $\mu g/m^3$ vil også visualiseres i søylen som markerer personer eksponert for nivåer over 20 $\mu g/m^3$. Merk også at disse beregningene er gjort med 100 m x 100 m oppløsning og derfor ikke direkte kan sammenlignes med resultatene fra tiltakspakke 1



Figur D-5 Beregnet antall personer eksponert for ulike antall døgnmiddelverdier av PM₁₀ > 50 µg/m³ i 2025 før tiltak (øverst) og etter tiltakspakke 2a (nederst). Merk at antall personer er akkumulert, så personer som er eksponert for f.eks. >30 overskridelser vil også visualiseres i søylene som markerer personer eksponert for >20 overskridelser. Merk også at disse beregningene er gjort med 100 m x 100 m oppløsning og derfor ikke direkte kan sammenlignes med resultatene fra tiltakspakke 1.

D.1.5 Detaljerte resultater fra tiltakspakke 2b

Tiltakspakke 2b er rettet mot å redusere nivåene av $PM_{2,5}$ og gjelder utslipp fra vedfyring. Beregningene for tiltakspakke 2a og 2b er gjort med en gridruteoppløsning på 100 m x 100 m, i motsetning til 50 m x 50 m som ble brukt for tiltakspakke 1.



Figur D-6 Beregnet antall personer eksponert for ulike nivåer av årsmiddel $PM_{2,5}$ i $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i 2025 før gjennomføring av tiltak (øverst) og etter gjennomføring av tiltakspakke 2b (nederst). Merk at oversikten er akkumulert, så personer eksponert for nivåer $>12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vil også visualiseres i søylen som markerer personer eksponert for nivåer over $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

D.2 Sykdomsbyrde – resultater fra tiltakspakke 2a og 2b

Tabell D-1 Oversikt over estimert helsegevinst som følge av gjennomføring av tiltakspakke 2a for PM₁₀ i de 10 utvalgte kommunene. Tabellen viser DALY estimatene for hver kommune for referansesituasjonen i 2025. Videre vises tiltakene inkludert i tiltakspakke 2a (grønn tekst indikerer at tiltakene er inkludert i tiltakspakke 1), helsegevinsten i form av reduksjon i antall DALY basert på sykdomsbyrdeberegninger og helsegevinst regnet om til 2019-kroner basert på Helsedirektoratet sine anbefalinger. Reduksjonen i DALY tilsvarer differansen i den totale sykdomsbyrden for den enkelte kommune mellom referansesituasjonen i 2025 og 2025 med tiltak. Tall i parentes tilsvarer sykdomsbyrdeestimer for nedre og øvre grense i 95% konfidensintervallet for risikoestimatet. For beskrivelse av metodikk se kapittel 3.6 og Vedlegg C.

Kommune	DALY estimat (95 % KI)	Tiltak i tiltakspakke 2a	Reduksjon i DALY (95 % KI)	Helsegevinst i 2019-kr (95 % KI)
PM ₁₀				
Bergen	626 (171, 1210)	Piggdekktiltak, driftstiltak vei, tunneltiltak, redusert personbiltrafikk	91 (25, 173)	114 (31, 217)
Bærum	271 (74, 523)	Piggdekktiltak, miljøfartsgrense, driftstiltak vei, tunneltiltak, redusert personbiltrafikk	32 (9, 61)	40 (11, 77)
Fredrikstad	337 (93, 642)	Piggdekktiltak, miljøfartsgrense, driftstiltak vei, tunneltiltak, redusert personbiltrafikk	21 (6, 39)	26 (7, 49)
Harstad	20 (5, 38)	Piggdekktiltak, driftstiltak vei, tunneltiltak, redusert personbiltrafikk	10 (3, 20)	13 (3, 25)
Kristiansand	320 (88, 613)	Piggdekktiltak, miljøfartsgrense, driftstiltak vei, tunneltiltak, redusert personbiltrafikk	49 (14, 92)	61 (17, 115)
Lillehammer	33 (9, 63)	Piggdekktiltak, miljøfartsgrense, driftstiltak vei, tunneltiltak, redusert personbiltrafikk	9 (2, 17)	11 (3, 21)
Oslo	2666 (736, 5092)	Piggdekktiltak, miljøfartsgrense, driftstiltak vei, tunneltiltak, redusert personbiltrafikk	344 (97, 642)	430 (121, 803)
Porsgrunn	177 (49, 336)	Piggdekktiltak, driftstiltak vei,	9 (2, 16)	11 (3, 20)

		tunneltiltak, redusert personbiltrafikk	
Skien	207 (57, 396)	Piggdekktiltak, driftstiltak vei, tunneltiltak, redusert personbiltrafikk	28 (8, 54)
Tromsø	73 (20, 142)	Piggdekktiltak, driftstiltak vei, tunneltiltak, redusert personbiltrafikk	14 (4, 26)
			35 (9, 67)
			18 (5, 32)

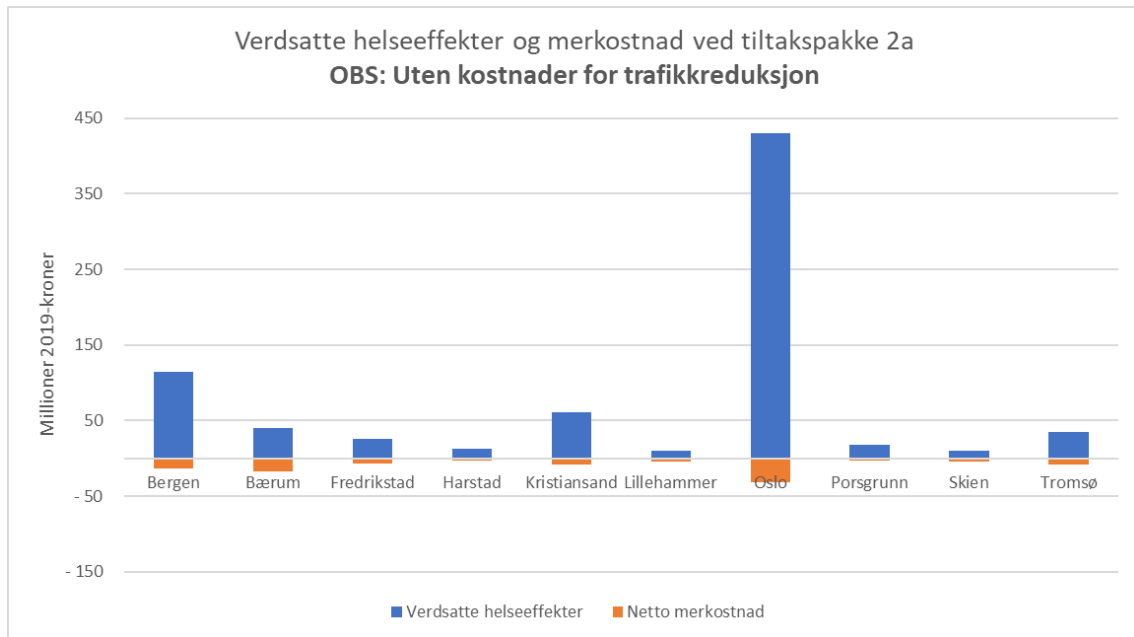
Tabell D-2 Oversikt over estimert helsegevinst som følge av gjennomføring av tiltakspakke 2b for PM_{2,5} i de 10 utvalgte kommunene. Tabellen viser DALY estimatene for hver kommune for referansesituasjonen i 2025. Videre vises tiltakene inkludert i tiltakspakke 2b (Porsgrunn og Skien som har økt reduksjon av vedfyring i forhold til tiltakspakke 1, indikert som vedfyringstiltak 2 i tabellen), helsegevinsten i form av reduksjon i antall DALY basert på sykdomsbyrdeberegninger og helsegevinst regnet om til 2019-kroner basert på Helsedirektoratet sine anbefalinger. Reduksjonen i DALY tilsvarer differansen i den totale sykdomsbyrden for den enkelte kommune mellom referansesituasjonen i 2025 og 2025 med tiltak. Tall i parentes tilsvarer sykdomsbyrdeestimer for nedre og øvre grense i 95% konfidensintervallet for risikoestimatet. For beskrivelse av metodikk se kapittel 3.6 og Vedlegg C.

Kommune	DALY estimat (95 % KI)	Tiltak i tiltakspakke 2b	Reduksjon i DALY (95 % KI)	Helsegevinst i 2019-kr (95 % KI)
PM_{2,5}				
Bergen	496 (129, 981)	Vedfyringstiltak	168 (44, 331)	211 (55, 415)
Bærum	530 (139, 1039)	Vedfyringstiltak	92 (24, 179)	115 (30, 224)
Fredrikstad	467 (123, 911)	Vedfyringstiltak	77 (20, 147)	96 (26, 185)
Harstad	3 (1, 5)	Vedfyringstiltak	2 (1, 5)	3 (1, 6)
Kristiansand	181 (47, 358)	Vedfyringstiltak	54 (14, 105)	67 (17, 132)
Lillehammer	90 (23, 178)	Vedfyringstiltak	44 (11, 86)	55 (14, 108)
Oslo	4519 (1195, 8770)	Vedfyringstiltak	432 (116, 823)	541 (146, 1030)
Porsgrunn	300 (80, 580)	Vedfyringstiltak 2	137 (37, 261)	172 (46, 327)
Skien	428 (113, 831)	Vedfyringstiltak 2	34 (9, 68)	42 (11, 85)
Tromsø	59 (15, 117)	Vedfyringstiltak	80 (22, 152)	101 (27, 191)

D.3 Nytte -kostnadsanalyse

D.3.1 Resultater fra tiltakspakke 2a

Et av de inkluderte tiltakene i tiltakspakke 2a er trafikkreduksjon, og som diskutert i rapporten er det ikke beregnet kostnader for dette tiltaket. En analyse av nytte- og kostnader ville derfor undervurdere de reelle kostnadene ved å gjennomføre tiltakspakken, og resultatene kan derfor ikke benyttes til å konkludere om hvorvidt tiltakspakken vil være samfunnsøkonomisk lønnsom.



Figur D-7 Verdsatte helseeffekter basert på reduksjoner i DALY (positive tall) sammen med estimerte merkostnader for å gjennomføre tiltakspakke 2a (negative tall). Merk at kostnader for trafikkreduksjon ikke er beregnet. Alle verdier i millioner 2019-kroner.

Figur D-7 viser de prissatte nytteeffektene i form av verdsatte helsegevinster (verdsatte DALY) sammen med merkostnader ved å gjennomføre tiltakspakke 2a. Merk at kostnader for trafikkreduksjon ikke er inkludert. Nytte og kostnader er uttrykt i millioner 2019-kroner. De blå søylene viser nytteeffektene for de enkelte kommunene, mens de oransje søylene er merkostnadene forbundet med tiltakene.

Selv om det ikke har vært mulig å beregne kostnader ved trafikkreduksjon, viser disse resultatene at tiltaket, sammen med utvidede tiltak på vei, gir store nytteeffekter ved å redusere svevestøveksponeringen. Figur D-7 viser at det er store positive virkninger av redusert svevestøveksposering. Dette gir en indikasjon på at det kan være lønnsomt å gjennomføre en del trafikkreduksjonstiltak. Det er imidlertid ikke mulig på samfunnsøkonomisk grunnlag å anslå hvor omfattende disse tiltakene bør være.

Som det fremgår av figuren varierer størrelsen på nyttevirkningene relativt til kostnadene fra kommune til kommune. Det er flere årsaker til dette, men den viktigste er sammenhengen med antallet personer som får redusert sin eksponering for svevestøv som følge av de modellerte tiltakene. Nærheten mellom bostedsadresser og svevestøvkildene forsterker denne virkningen; der det er mange folk som bor tett på veiene vil tiltakene mot svevestøv følgelig påvirke mange mennesker og gi store reduksjoner i sykdomsbyrde. Det er også stor variasjon i hvilke tiltak som er modellert i de ulike kommunene, og dermed hvor store ressurser som kreves for å

gjennomføre dem. I Harstad er det for eksempel lagt til grunn en samlet trafikkvekst på 1,5% i perioden 2016-2025, mens det i Oslo er lagt til grunn en trafikkreduksjon på 20% i perioden 2016-2025. Kommuner med store reduksjoner i trafikk får store nyttevirksomheter av de modellerte tiltakene.

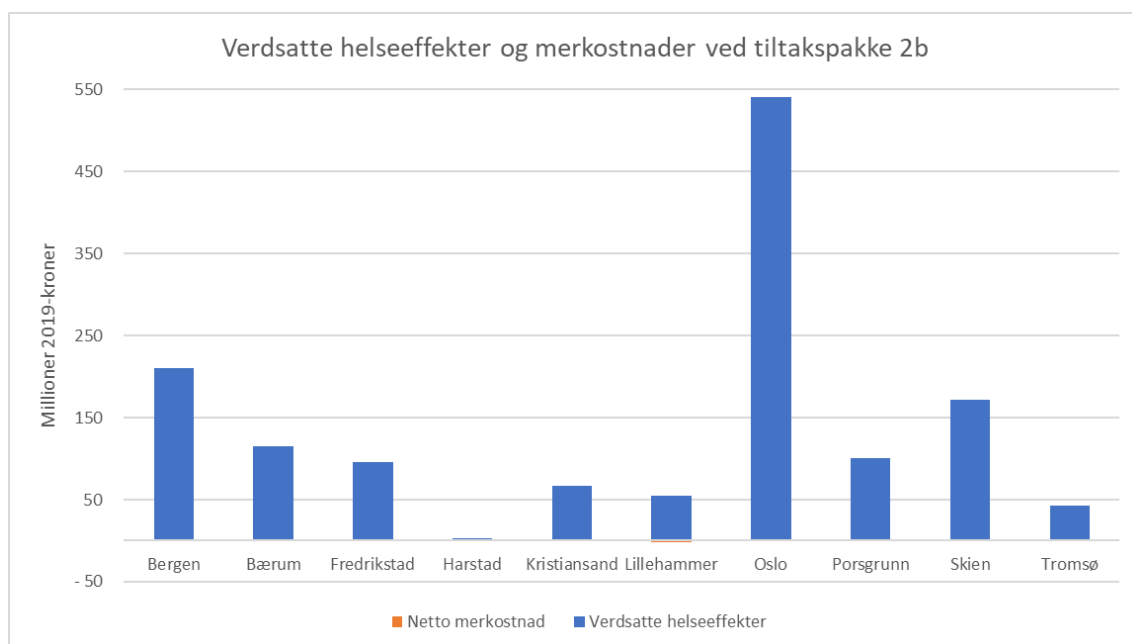
Fordi det ikke er beregnet kostnader for trafikkreduksjon har vi ikke gjennomført sensitivitetsanalyser for denne tiltakspakken.

D.3.2 Resultater fra tiltakspakke 2b:

Tiltakspakke 2b innebærer store reduksjoner i vedfyring i eldre ildsteder gjennom fremskyndet overgang til nye ildsteder, elektrisk oppvarming eller varmepumpe for å redusere eksponeringen for PM_{2,5}.

På grunn av at PM₁₀-konsentrasjonen også inneholder PM_{2,5} kan ikke effektene av tiltakspakke 2b summeres med effektene av tiltakspakke 1 eller 2a, da dette ville ført til dobbelttelling.

Resultatene av analysen viser at tiltakspakke 2b er samfunnsøkonomisk lønnsom å gjennomføre, både når den vurderes sammenlagt for alle kommunene, og når kommunene vurderes individuelt hver for seg. Sammenlagt for alle kommunene er det samfunnsøkonomiske overskuddet beregnet til ca. 1,4 milliarder 2019-kroner med et usikkerhetsvindu på ca. 0,4 til 2,7 milliarder.



Figur D-8 Verdsatte helseeffekter basert på reduksjoner i DALY (positive tall) sammen med estimerte merkostnader for å gjennomføre tiltakspakke 2b (negative tall). Alle verdier i millioner 2019-kroner. Merkostnadene er små relativt til nyttevirksomhetene og synes derfor nesten ikke i figuren. Alle verdier i millioner 2019-kroner.

Figur D-8 viser de prissatte nytteeffektene i form av verdsatte helsegevinsten (verdsatte DALY) sammen med merkostnadene ved å gjennomføre tiltakene. Nytte og kostnader er uttrykt i millioner 2019-kroner. De blå søylene viser nytteeffektene for de enkelte kommunene (som vist i Tabell D-2), mens de oransje søylene er kostnadene forbundet med tiltakene. Kostnadene er så små relativt til nyttevirksomhetene at det nesten ikke er synlige i figuren. Som det fremkommer av figuren vil nytteeffektene ved å gjennomføre tiltakene være

større enn kostnadene for alle kommunene. En oppsummering av det samfunnsøkonomiske overskuddet finnes i fet skrift i kolonne 1 i Tabell D-3, som viser samfunnsøkonomisk overskudd for hver kommune som en del av sensitivitetsanalysen. Sensitivitetsanalysen og resultatene av den er beskrevet senere i kapittelet.

Kostnadene er uttrykt som nettokostnader. Det innebærer at alle verdsatte nyttevirkinger som ikke er helsegevinster er inkludert i denne, for eksempel sparte energikostnader ved overgang til varmepumpe.

I tillegg til de verdsatte kostnadene vil det kunne tilkomme andre ikke-prissatte kostnader. Ved for eksempel å måtte bytte ut åpne ildsteder eller eldre vedovner vil konsumentene kunne oppleve en ulempe i form av bortfalt "peiskos", og tid og ulempe som følger ved å planlegge innkjøp og installasjon av et nytt ildsted, i tillegg til de prissatte kostnadene ved investeringen. Det kan også hende en del ovns- og peiseiere verdsetter de eldre ildstedene høyere enn gjennomsnittlig restverdi på eldre ildsted, noe som ikke reflekteres i kalkylen. Slike ikke-prissatte konsekvenser kan bidra til at kostnadene underestimeres i kalkylen, og det er rimelig å anta at det for mange ovnseiere er ikke-prissatte kostnader i form av peiskos, ulempe ved å bytte mv. som er avgjørende for at de ikke skifter ut eldre ildsteder i dag. For å ta høyde for at slike effekter kan være viktige for mange, har vi valgt å femdoble merkostnadene i sensitivitetsanalysen. Selv om de prissatte kostnadene kan undervurdere de totale kostnadene fordi de ikke fanger opp ikke-prissatte kostnader, virker det svært usannsynlig at en femdobling av kostnadene ikke fanger opp disse. Ikke-prissatte effekter er nærmere beskrevet i vedlegg B.2.

Som det fremgår av figuren varierer størrelsen på nyttevirkningene relativt til kostnadene fra kommune til kommune. Det er flere årsaker til dette, men den viktigste er sammenhengen er antallet personer som får redusert sin eksponering for svevestøv som følge av de modellerte tiltakene. Se omtalen av tiltakspakke 1 i kapittel 4.1.5 for nærmere diskusjon. Det er også variasjon i hvor omfattende vedfyringstiltak som er modellert i de ulike kommunene, og dermed hvor store effekter de gir.

Sammenliknet med nyttevirkningene er det små kostnader ved tiltakene for reduserte utslipp fra vedfyring, og når de presenteres sammen med de store nyttevirkningene er de tilnærmet usynlige i figuren. Årsaken til dette er at kostnadene primært utgjøres av kapitalkostnader ved fremskyndet utskifting av oppvarmingsløsning og en tapt restverdi ved utskifting av eldre ildsteder tidligere enn ved oppnådd teknisk levetid. De eldre ildstedene har relativt kort gjenværende levetid og er i liten grad attraktive å kjøpe på annenhåndsmarkedet siden de er forbudte å installere. Dette bidrar til at restverdien som tapes er anslått til kr 2200 per ildsted. Kapitalkostnadene er også begrensede, da fremskyndelsen er over en periode på syv år. Samlet gjør dette tiltakene for redusert vedfyring lite kostbare relativt til de positive helsevirkningene. Se tiltaksbeskrivelse for vedfyring i vedlegg B.2 for utdypende informasjon om kostnadene.

Sensitivitetsanalyse

For å teste robustheten til resultatene har vi gjennomført en sensitivitetsanalyse ved å inkludere øvre og nedre grenser for helsegevinster og merkostnader i vurderingene. Bakgrunnen for dette er at det er relativt stor usikkerhet i mange av inngangsvariablene.

Vi har tatt utgangspunkt i følgende usikkerhetsintervaller:

- Helsegevinster: I tillegg til helsegevinsten basert på det mest sannsynlige DALY estimatet, som reflekterer gjennomsnittet av risikoestimatet for tidlig død som følge av PM_{2,5}-eksponering, inkluderes tall basert på nedre og øvre grense i 95% konfidensintervallet for risikoestimatet.
- Merkostnader: I tillegg til det mest sannsynlige utfallet for kostnadene har vi beregnet samfunnsøkonomisk lønnsomhet ved en femdobling av kostnadene. Vi har valgt denne store økningen for å fange opp ikke-prissatte effekter som kan være viktige for mange eiere, herunder bortfall av peiskos og ulempe ved å planlegge og gjennomføre installasjon. Ved å femdoble merkostnadene tillegges slike ikke-prissatte kostnader stor betydning. Fordi ikke-prissatte kostnader ikke er inkludert i beregningene virker det mer sannsynlig at kostnadene er underestimert enn overestimert, og vi har derfor ikke gjennomført analysen for reduserte merkostnader.

Resultatene av sensitivitetsanalysen fremkommer i Tabell D-3. Sensitivitetsanalysene viser at analysene av samfunnsøkonomisk overskudd er robuste.

Helsegevinst fratrasket kostnader ved gjennomføring av tiltakspakke 2b gir positiv lønnsomhet i de fleste kommunene, også for den laveste helsegevinsten og den høyeste kostnaden (Tabell D-3). De to kolonnene viser hvordan resultatene varierer ved variasjon i kostnad; mest sannsynlige kostnader og femdoble kostnader. For hvert kostnadsnivå er det for hver kommune oppgitt tall som representerer helsegevinsten basert på middelveien, og øvre og nedre grense av 95 % konfidensintervallet for sykdomsbyrdeberegningene.

Tabell D-3 Sensitivitetsanalyse for samfunnsøkonomisk lønnsomhet av tiltakspakke 2b. Overskudd i millioner 2019-kroner (avrundet til nærmeste hele million) ved varierende merkostnader ved tiltakene; de mest sannsynlige merkostnadene for tiltakene og femdobling av merkostnadene. Variasjonen i helsegevinst reflekterer ulike reduksjoner i DALY når sykdomsbyrdeberegningene er basert på middelverdien av risikoestimatet (utenfor parentes) og nedre og øvre grense i 95% konfidensintervallet (venstre og høyre tall i parentes). Alle tallene representerer altså samfunnsøkonomisk lønnsomhet av tiltak, men er basert på ulike tall for kostnader og helsegevinst. Det mest sannsynlige utfallet er markert i fete typer i første kolonne, og samsvarer med resultatene som fremkommer i figur D-8, mens de resterende tallene representerer en sensitivitetsanalyse.

Samfunnsøkonomisk overskudd i millioner 2019-kroner. Sensitivitetsanalyse for endring i merkostnader og endring i helsegevinster		
	Ved <u>mest sannsynlige</u> merkostnad (95% KI)	Ved <u>femdobbel</u> merkostnad (95% KI)
Bergen	209 (54, 414)	203 (48, 408)
Bærum	115 (30, 223)	112 (27, 220)
Fredrikstad	95 (25, 184)	90 (20, 179)
Harstad	2 (0, 5)	-2 (-4, 1)
Kristiansand	66 (17, 131)	61 (11, 126)
Lillehammer	53 (13, 106)	45 (5, 98)
Oslo	541 (145, 1030)	536 (141, 1026)
Porsgrunn	99 (26, 190)	93 (20, 183)
Skien	171 (45, 327)	167 (41, 323)
Tromsø	42 (11, 85)	40 (9, 82)
Totalt	1394 (364, 2694)	1346 (317, 2646)

Analysen tilsier at tiltakspakke 2b vil være samfunnsøkonomisk lønnsom dersom merkostnadene femdobles også når den nederste grensen av 95% konfidensintervallet for helsegevinsten legges til grunn (andre kolonne, venstre tall i parentes). Dette innebærer at det vil være samfunnsøkonomisk lønnsomt å gjennomføre de modellerte tiltakene også dersom helsegevinstene skulle være overestimert og kostnadene underestimert i analysen. Vi anser ikke en kombinasjon av økte kostnader og reduserte helsegevinster som sannsynlig. Resultatene av sensitivitetsanalysen illustrerer at konklusjonen om at tiltakspakke 2b er samfunnsøkonomisk lønnsom å gjennomføre er robust.

Ved den nederste grensen av 95% konfidensintervallet for helsegevinsten og femdoblet kostnader vil Harstad kommune isolert sett få negativt samfunnsøkonomisk overskudd. Harstad har ikke særlige utfordringer knyttet til PM_{2,5} i dag, og tiltak vil derfor heller ikke gi store helsegevinster. Selv om en kombinasjon av økte kostnader og reduserte helsegevinster kan gi negative omfordelingsvirkninger for enkeltkommuner, er totalt estimert samfunnsøkonomisk overskudd ved et slikt utfall beregnet til 1,35 milliarder kroner, med et usikkerhetsvindu på 0,32 til 2,65 milliarder.

E. Spørreundersøkelse til kommuner og vegregioner

Arbeidsgruppen gjennomførte i januar 2019 en spørreundersøkelse for kommuner og de daværende regionvegkontorene i Statens vegvesen. Formålet med undersøkelsen var å innhente informasjon om lokale forhold i kommunene og regionene som påvirker utslippene av svevestøv.

Undersøkelsen innhentet informasjon om lokale forhold innenfor temaene piggdekk, utvikling i trafikkmengde, støvbinding, renhold av vei, bruk av strøsand, vedfyring, skipstrafikk og miljøfartsgrense.

Detaljert oversikt over spørsmål innenfor hvert tema

Piggdekk

- Har kommunen innført tiltak/insentiver for å redusere piggdekkandelen etter 2016?
- Er det vedtatt innføring av tiltak/insentiver eller endringer i vedtatte tiltak/insentiver som vil tre i kraft mellom nå og 2025?
- Hva vurderer dere at er den reelle perioden hvor det brukes piggdekk i kommunen (uavhengig av den forskriftsfestede piggdekkssesongen)?

Trafikkmengde

- Er det vedtatt endringer som antas å påvirke trafikkmengden i kommunen mellom 2016 og 2025, f.eks. etablering av bomsnitt, endring av bomsatser, veiprosjekter, bedre kollektiv-, sykkel- gangtilbud eller annet som antas å øke eller redusere trafikkmengden i kommunen?

Støvbinding

- Gjennomføres det støvbindingstiltak (for eksempel med magnesiumklorid, eller annet type salt) som driftstiltak for å redusere nivået av svevestøv i kommunen?
- Er støvbindingstiltakene behovsprøvd eller frekvensbasert?
- Hvordan gjennomføres støvbindingen? (frekvens, periode på året, hvilke ruter/veier blir det gjennomført støvbinding på, hvor i veiarealet støvbindes det, hvor mye saltløsning brukes per gang det saltes, når på døgnet gjennomføres støvbinding)
- Hvilke rutiner/vurderinger brukes for å bestemme hvor og når det skal gjøres støvbindingstiltak?
- Hvilke kostnader er knyttet til tiltaket, og kan dere anslå hvor store de er?
- Hvilken kostandsmodell har tiltaket (stykkpris/mengdepris, fastpris for hele vinterseongen eller annet)?
- Er det gjort endringer i støvbindingstiltakene siden 2016?
- Er det forskjell i praksis for støvbinding mellom statlig og kommunal vei?
- Er det vedtatt endringer i støvbindingsregime som vil tre i kraft mellom nå og 2025?

Renhold

- Gjennomføres det renholdstiltak mot fjerne støv i kommunen?
- Er renholdet behovsprøvd eller frekvensbasert?
- Hvordan gjennomføres renholdet? (frekvens, periode på året, hvilke ruter/veier blir rengjort, hvilke deler av veiarealet renholdes, er det veistrekninger som rengjøres

oftere enn andre, hvilket utstyr/maskiner blir brukt, er det begrensninger i maskinparken som gjør at dere ikke kan gjennomføre renhold som planlagt, Kombineres renhold og støvbinding?)

- Hvilke rutiner/vurderinger brukes for å bestemme hvor og når det skal gjøres renhold?
- Hvilke kostnader er knyttet til tiltaket, og kan dere anslå hvor store de er?
- Er det gjort endringer i renholdet siden 2016?
- Er det vedtatt endringer i renholdet som vil tre i kraft mellom nå og 2025?

Bruk av strøsand

- Brukes det strøsand på veier i kommunen?
- Hvordan gjennomføres strøingen? (hvilke typer veier strøs, frekvens, periode på året, hvilke ruter/veier blir strødd, hva slags strøsand brukes på ulike arealer (kornstørrelse, type sand), omtrent hvor mange tonn strøsand brukes per år per areal, brukes strøsand i kombinasjon med salt?)
- Hvilke kostnader er knyttet til tiltaket, og kan dere anslå hvor store de er?
- Er det gjort endringer i bruk av strøsand siden 2016?
- Er det vedtatt endringer i bruk av strøsand som vil tre i kraft mellom nå og 2025?

Vedfyring

- Har kommunen vedtatt tiltak/intensiver for å redusere utslipp fra vedfyring siden 2016?
 - Hvilke tiltak/insentiver er det?
 - Har kommunen gjort en vurdering av effekten av å innføre tiltaket (for eks. reduksjon i utslipp, konsentrasjon av svevestøv eller antall vedovner)?
- Er det vedtatt tiltak eller endringer i tiltak (for eks. informasjonskampanjer, støtteordninger) som kan påvirke bruk av vedfyring i kommunen som vil tre i kraft mellom nå og 2025?
 - Hvilke tiltak/insentiver er det?
 - har kommunen gjort en vurdering av effekten av å innføre tiltaket (for eks. reduksjon i utslipp, konsentrasjon av svevestøv eller antall vedovner)?

Skipstrafikk

- Gjøres det tiltak i havneområdet for å redusere svevestøv?

En oversikt over kommuner og regionvegkontorer som besvarte undersøkelsen er vist i Tabell E-1.

Tabell E-1 Oversikt over kommuner og regionvegkontorer som bidro med svar på undersøkelse om lokale forhold som påvirker nivåene av svevestøv.

Kommune	Besvarende kommunal enhet	Besvarende enhet Statens vegvesen
Asker	Kommunalteknisk avdeling	
Bergen	Bergen kommune, Byrådsavdeling for klima, kultur og næring, klimaseksjonen	Statens vegvesen, Region vest. Bergen kontorsted
Bodø	Statens vegvesen Region nord	
Bærum	Bærum kommune, Folkehelsekontoret	Statens vegvesen Region øst
Drammen	Folkehelseavdelingen Miljørettet helsevern	Statens vegvesen region sør
Elverum	Elverum kommune	Statens vegvesen Vegdirektoratet
Fredrikstad		Statens vegvesen, Driftsavdeling Moss
Gjøvik	Gjøvik kommune	
Halden	Halden kommune, Plan og miljø	Statens vegvesen Vegdirektoratet
Hamar		Statens vegvesen Vegdirektoratet
Hammerfest	Plan og Utvikling, Hammerfest kommune	
Harstad	Harstad kommune, avdeling Folkehelse, Harstad Havn KF	Statens vegvesen Region nord
Kongsvinger		Statens vegvesen Vegdirektoratet
Kristiansand kommune	Kristiansand kommune, by- og samfunnsenheten	
Levanger	Levanger kommune	
Lillehammer	Lillehammer kommune, Miljørettet helsevern	
Moss		Statens vegvesen, Driftsavdeling Moss
Narvik		Statens vegvesen Region nord
Orkdal	Orkdal kommune	
Oslo	Oslo kommune Bymiljøetaten	Statens vegvesen Region øst
Porsgrunn	Porsgrunn kommune	
Rana		Statens vegvesen Region nord

Ringsaker		Statens vegvesen Vegdirektoratet
Rømskog	Rømskog kommune	
Sarpsborg		Statens vegvesen, Driftsavdeling Moss
Stavanger	Rogaland brann og redning IKS	Statens vegvesen Region vest, Drift og vedlikeholdsseksjonen Stavanger
Stjørdal	Stjørdal kommune	
Storfjord	Storfjord kommune	
Tolga	Tolga kommune	
Tromsø		Statens vegvesen Region nord
Trondheim	Trondheim kommune, Miljøenheten	Statens vegvesen Planforvaltning
Tynset kommune	Tynset kommune	
Utsira	Utsira kommune	
Vennesla	Vennesla kommune	

Miljødirektoratet

Telefon: 03400/73 58 05 00 | **Faks:** 73 58 05 01

E-post: post@miljodir.no

Nett: www.miljodirektoratet.no

Post: Postboks 5672 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøksadresse Trondheim: Brattørkaia 15, 7010 Trondheim

Besøksadresse Oslo: Grensesvingen 7, 0661 Oslo

Miljødirektoratet jobber for et rent og rikt miljø. Våre hovedoppgaver er å redusere klimagassutslipp, forvalte norsk natur og hindre forurensning.

Vi er et statlig forvaltningsorgan underlagt Klima- og miljødepartementet og har mer enn 700 ansatte ved våre to kontorer i Trondheim og Oslo, og ved Statens naturoppsyn (SNO) sine mer enn 60 lokalkontor.

Vi gjennomfører og gir råd om utvikling av klima- og miljøpolitikken. Vi er faglig uavhengig. Det innebærer at vi opptrer selvstendig i enkeltsaker vi avgjør, når vi formidler kunnskap eller gir råd. Samtidig er vi underlagt politisk styring. Våre viktigste funksjoner er at vi skaffer og formidler miljøinformasjon, utøver og iverksetter forvaltningsmyndighet, styrer og veileder regionalt og kommunalt nivå, gir faglige råd og deltar i internasjonalt miljøarbeid.