

RAPPORT

2021

Konsentrasjons-responskurver for svevestøv: PM₁₀

Anette Kocbach Bølling
Gunn Marit Aasvang
Marit Låg
Magne Refsnes
Johan Øvrevik
Bente Oftedal

Konsentrasjons-responskurver for svevestøv: PM₁₀

Anette Kocbach Bølling

Gunn Marit Aasvang

Marit Låg

Magne Refsnes

Johan Øvrevik

Bente Oftedal

Utgitt av Folkehelseinstituttet
Område for smittevern, miljø og helse
Avdeling for miljø og helse
Seksjon for luftkvalitet og støy
September 2021

Tittel:

Konsentrasjons-responskurver for svevestøv: PM₁₀

Forfattere:

Anette Kocbach Bølling
Gunn Marit Aasvang
Marit Låg
Magne Refsnes
Johan Øvrevik
Bente Oftedal

Oppdragsgiver:

Miljødirektoratet og Statens vegvesen Vegdirektoratet

Publikasjonstype:

Rapport

Bestilling:

Rapporten kan lastes ned som pdf
på Folkehelseinstituttets nettsider: www.fhi.no

Grafisk designmal:

Per Kristian Svendsen

Grafisk design omslag:

Fete Typer

ISBN elektronisk utgave 978-82-8406-237-2

Sitering: Bølling AK, Aasvang GM, Låg M, Refsnes M, Øvrevik J, Oftedal B. "Konsentrasjons-responskurver for svevestøv: PM₁₀" [Concentration-response curves for particulate matter: PM₁₀]. Rapport 2021. Oslo: Folkehelseinstituttet, 2021.

Innhold

A.	Forord	4
B.	Sammendrag	5
C.	Summary	8
1	Bakgrunn	11
1.1	Svevestøvet i luftforurensning	11
1.2	Beregning av eksponering	12
1.3	Eksponering for svevestøv i Norge	14
1.4	Svevestøv og helse	16
1.5	Konsentrasjons-responskurver	16
2	Oppdrag og avgrensning	22
3	Metode	23
4	Konsentrasjons-responskurver for årsmidlet PM₁₀ eksponering og dødelighet	24
4.1	Internasjonale og nasjonale organisasjoner	24
4.2	Enkeltstudier og multisenterstudier	24
4.3	Oppsummerende vurdering	26
5	Konsentrasjons-responskurver for døgnmidlet PM₁₀ eksponering og dødelighet	29
5.1	Internasjonale og nasjonale rapporter	29
5.2	Enkeltstudier og multisenterstudier	30
5.3	Oppsummerende vurdering	34
6	Oppsummerende diskusjon	36
7	Konklusjon	38
8	Referanseliste	39
	VEDLEGG 1: Forkortelser	44
	VEDLEGG 2: Definisjoner og ordforklaring	46
	VEDLEGG 3: De viktigste nasjonale og internasjonale miljøer som arbeider med luftforurensning	51
	VEDLEGG 4: Utfyllende informasjon om statistiske analyser	53
	VEDLEGG 5: Beskrivelse av litteratursøk	54

A. Forord

Sammenhengen mellom eksponering for ulike nivåer av luftforurensning og helsevirkninger i befolkningen kan beskrives med såkalte konsentrasjons-responskurver. Slike kurver beregnes på bakgrunn av studier som viser sammenhenger med helsevirkninger ved spesifikke eksponeringsnivåer, og kan benyttes til å forutsi eller beregne forekomst av helsevirkninger ved gitte luftforurensningsnivåer. Slike kurver har derfor stor betydning ved utarbeidelse av nye forslag til luftkvalitetskriterier, nasjonale mål og grenseverdier, samt beregninger av sykdomsbyrde.

En forutsetning for at slike kurvebaserte beregninger skal bli korrekte, er at formen på konsentrasjons-responskurvene i størst mulig grad reflekterer de reelle sammenhengene mellom eksponering og helsevirkning i befolkningen.

Miljødirektoratet, Statens vegvesen Vegdirektoratet og Folkehelseinstituttet fikk i 2018 i oppdrag av Klima- og miljødepartementet, Samferdselsdepartementet og Helse- og omsorgsdepartementet å oppdatere kunnskapsgrunnlaget for å vurdere revisjon av grenseverdiene for svevestøv (PM₁₀ og PM_{2,5}) i forurensningsforskriften kapittel 7 om lokal luftkvalitet. Som en del av dette oppdraget, som i denne rapporten omtales som Grenseverdiprosjektet, har en arbeidsgruppe ved Folkehelseinstituttet gjort en kunnskapsoppsummering om formen på konsentrasjons-responskurvene for PM₁₀ ved langvarig og kortvarig eksponering. Grunnet forsinkelser i Grenseverdiprosjektet, ble arbeidet med ferdigstilling av rapporten om PM₁₀ utsatt til etter oversending av oppdraget til departementene, altså etter sommeren 2020.

Kunnskapsgrunnlaget for konsentrasjons-responskurver for eksponering for fint svevestøv (PM_{2,5}) og helsevirkninger ble gjennomgått i en rapport publisert av FHI i 2018 (Konsentrasjons-responskurver for lave konsentrasjoner av fint svevestøv). Rapporten inkluderte en grundig innføring i de underliggende faglige metodene og mulige bruksområder for konsentrasjons-responskurver. Siden den foreliggende rapporten om konsentrasjons-responskurver for PM₁₀ i stor grad bygger på rapporten for PM_{2,5} vil det kun gis en kortfattet introduksjon til den faglige bakgrunnen. Lesere henvises til rapporten fra 2018 for en grundigere introduksjon til fagfeltet. Merk også at deler av teksten under Bakgrunn og i vedleggene er hentet fra rapporten for PM_{2,5}.

I arbeidsgruppen deltok Anette Kochbach Bølling (prosjektleder), Gunn Marit Aasvang, Marit Låg, Magne Refsnes, Johan Øvrevik og Bente Oftedal ved Seksjon for luftkvalitet og støy, Avdeling for miljø og helse.

B. Sammendrag

Luftforurensning er blant de miljøfaktorene som bidrar mest til sykdom og død, både i Norge og i resten av verden. Luftforurensning består av både svevestøv og gasser som kan bidra til uønskede helsevirkninger, avhengig av hvilke konsentrasjoner de finnes i. Sammenhengen mellom eksponering for svevestøv og forskjellige helsevirkninger, som for eksempel økt risiko for tidlig død, er godt dokumentert.

Svevestøv («particulate matter»; PM) deles ofte inn etter størrelsen i fint og grovt svevestøv. Fint svevestøv refererer til partikler som er mindre enn 2,5 µm (PM_{2,5})¹, mens grovt svevestøv er partikler mellom 2,5 og 10 µm (PM_{10-2,5}). PM₁₀ er summen av fint og grovt svevestøv, altså partikler som er mindre enn 10 µm. Eksponeringen for PM₁₀ i befolkningen beskrives vanligvis i form av gjennomsnittlig eksponering i løpet av et år (årsmidlet) eller i løpet av et døgn (døgnmidlet).

Gjennomføring av politiske tiltak baseres ofte på kvantitative helserisikovurderinger eller kostnuttnevurderinger. Disse involverer bruk av konsentrasjons-responskurver som beskriver sammenhengen mellom eksponering for en luftforurensningskomponent og en spesifikk helsevirkning.

Konsentrasjons-responskurver for svevestøv baseres på data fra befolkningsstudier. Formen til konsentrasjons-responskurven kan ha stor betydning for resultatet av de kvantitative vurderingene som danner grunnlag for politiske tiltak. Tilsvarende, kan bruk av terskelverdi i kurvene, altså en nedre grense for hvilke svevestøvkonsentrasjoner som fører til økt risiko for dødelighet, også ha stor betydning. Ofte brukes terskelverdier for å gjenspeile usikkerheten i sammenhengen mellom helserisiko og eksponering for de aller laveste konsentrasjonene. Usikkerheten skyldes at befolkningsstudiene har lite data for slike lave konsentrasjoner. Denne typen terskelverdi kalles teoretisk terskelverdi i denne rapporten.

Det er viktig å merke seg at konsentrasjons-responskurvene, og bruken av disse i kvantitative vurderinger, er i stadig utvikling grunnet den kontinuerlige oppdateringen av kunnskapsgrunnlaget.

I denne rapporten oppsummeres kunnskapsgrunnlaget for konsentrasjons-responskurver for årsmidlet og døgnmidlet eksponering for PM₁₀ og risiko for tidlig død, med fokus på kurveform og terskelverdi. I tillegg gis konkrete anbefalinger for kurver for bruk i kvantitative helserisikovurderinger². Den foreliggende rapporten om konsentrasjons-responskurver for PM₁₀, bygger i stor grad på rapporten om kurver for PM_{2,5} fra 2018. Lesere henvises til rapporten fra 2018 for en grundigere introduksjon til de underliggende faglige metodene og mulige bruksområder for konsentrasjons-responskurver.

Konsentrasjons-responskurver beskriver sammenhengen mellom eksponering for en type luftforurensning og en uønsket helsevirkning.

Relativ risiko beskriver hvor mye større sannsynlighet det er for sykdom eller død i én gruppe i forhold til en annen gruppe.

I noen kurver brukes en **terskelverdi**, altså en nedre grense for hvilke svevestøvkonsentrasjoner som fører til økt risiko for dødelighet eller sykkelighet.

¹ Se Forkortelser (Vedlegg 1) for måleteknisk definisjon av størrelsesfraksjonene av svevestøv.

² Se Definisjoner og ordforklaring (Vedlegg 2) for definisjon av helserisikovurdering og helsekonsekvensutredning

Anbefaling for årsmidlet PM₁₀

Litteraturgjennomgangen viste at det ikke var noen studier som omhandlet formen på kurven for årsmidlet eksponering for PM₁₀ og dødelighet. I samsvar med dette var det lite fokus på denne sammenhengen i internasjonale rapporter og helserisikovurderinger. Årsaken til dette er antagelig det store fokuset på fint svevestøv (PM_{2.5}) de siste 15-20 årene. WHO gjorde imidlertid en omfattende kunnskapsoppsummering om svevestøv i 2020, og anbefalte også et risikoestimat for PM₁₀ basert på 17 befolkningsstudier fra Europa, USA og Asia.

For årsmidlet PM₁₀ eksponering og total dødelighet³ anbefales en kurve basert på dette nye risikoestimatet fra WHO på **1,04 (1,03-1,06)/ 10 µg/m³**. Basert på litteraturgjennomgangen anbefaler vi lineær eller log-log kurveform. I tillegg anbefales bruk av en teoretisk terskelverdi, basert på de laveste konsentrasjonene i risikoestimatets datagrunnlag.

Anbefaling for døgnmidlet PM₁₀

Det er en rekke enkeltstudier og større forskningsprosjekter som omhandler formen på kurven for døgnmidlet eksponering for PM₁₀ og dødelighet. Disse konkluderer generelt sett med at det er en lineær sammenheng mellom døgnmidlet eksponering for PM₁₀ og total dødelighet, også for de laveste konsentrasjonene. I de internasjonale fagmiljøene som gjennomfører helserisikovurderinger (f.eks. WHO, EEA og GBD) har det derimot vært lite fokus på sammenhengen mellom døgnmidlet eksponering for PM₁₀ og dødelighet. Årsaken til dette er antagelig at kvantitative risikovurderinger oftest gjøres for årsmidlet svevestøveksponering, samt at det amerikanske miljøbyrået (US EPA) hovedsakelig vurderer finfraksjonen (PM_{2,5}) og grovfraksjonen (PM_{10-2,5}) hver for seg.

For døgnmidlet PM₁₀ eksponering og total dødelighet anbefales en kurve basert på risikoestimatet fra den nyeste analysen av den Europeiske multisenterstudien APHEA⁴ på **1,0033(1,0022-1,0044)/ 10 µg/m³**. Kurven bør være lineær, og teoretisk terskelverdi bør baseres på de laveste konsentrasjonene i risikoestimatets datagrunnlag.

Konklusjoner

Basert på litteraturgjennomgangen anbefales konsentrasjons-responskurver for bruk i kvantitative helserisikovurderinger for årsmidlet og døgnmidlet PM₁₀ eksponering og total dødelighet. For begge eksponeringsmålene anbefales bruk av en teoretisk terskelverdi som gjenspeiler usikkerheten i sammenhengen mellom eksponering og dødelighet for de laveste konsentrasjonene.

Den anbefalte kurven for årsmidlet PM₁₀ er basert på studier fra hele verden, men data fra Norge var ikke inkludert i analysen. Det er imidlertid ønskelig med kurver basert på data fra norske eller nordiske befolkningsstudier, siden dette vil bidra til en mer nøyaktig kvantifisering av helserisiko i den norske befolkningen. For fremtidige kvantitative helserisikovurderinger bør det også vurderes om størrelsesfraksjonene PM_{10-2,5} og PM_{2,5} bør vurderes separat, og så summeres.

Den anbefalte kurven for døgnmidlet PM₁₀ er basert på en multisenterstudie fra Europa, som ikke inkluderte norske data. Selv om det er viktig med økt kunnskap om for tidlig død knyttet til døgnmidlet eksponering for PM₁₀ i Norge, er det først og fremst behov for

³ Med total dødelighet menes alle dødsfall unntatt voldsm død, slik som f.eks. ulykker eller selvmord. Dette omtales også som 'naturlig død', men i denne rapporten benyttes begrepet total dødelighet.

⁴ Den nyeste analysen av den Europeiske multisenterstudien APHEA ble gjennomført i det oppfølgingsprosjektet APHENA som sammenliknet metodikk og resultater for Europeiske og Nord- Amerikanske studier.

videreutvikling av metodikken for kvantitative helserisikovurderinger for døgnet eksponering.

For fremtidige kvantitative helserisikovurderinger er det ønskelig å inkludere ulike mål på sykkelighet for både årsmidlet og døgnet PM_{10} . Dette vil gi en mer korrekt vurdering av konsekvenser av PM_{10} eksponering for helse, men det er da behov for en ny kunnskapsgjennomgang for å anbefale hvilke mål på sykkelighet og konsentrasjons-responskurver som bør inkluderes.

C. Summary

Air pollution is one of the environmental factors that contributes most to morbidity and mortality, both in Norway and in the rest of the world. Air pollution consists of particulate matter (PM) and gases that may contribute to adverse health effects depending on their concentrations. PM exposure is associated with various health effects, including increased risk of premature death.

PM is often divided according to size into fine and coarse PM, where fine PM refers to particles smaller than 2.5 μm ($\text{PM}_{2.5}$), while coarse particulate matter comprises particles between 2.5 and 10 μm ($\text{PM}_{10-2.5}$). PM_{10} is the sum of fine and coarse particulate matter, i.e. particles that are smaller than 10 μm . The PM_{10} exposure in a population is usually described in terms of the average exposure during one year (the annual average) or during 24 hours (the daily average).

Implementation of policy measures is often based on quantitative health risk assessments or cost-benefit assessments. These involve concentration-response curves that describe the relationship between exposure to an air pollution component and a specific health outcome.

Concentration-response curves are generally based on data from population studies. The shape of the concentration-response curve can have a major impact on the outcome of the quantitative assessments that form the basis for policy measures. Similarly, inclusion of a threshold in the curves, i.e. a lower limit for PM concentrations associated with increased risk of mortality, can also be of great importance. Thresholds are often included to reflect the uncertainty in the association between health risk and exposure to very low PM concentrations, as the population studies provide limited data for such low concentrations. This type of threshold is referred to as a theoretical threshold in this report.

It is important to note that the recommendations for concentration-response curves, as well as their use in quantitative assessments, will reflect the continuous progress of the research area.

This report reviews the current knowledge on concentration-response curves for annual and daily mean exposure to PM_{10} and risk of premature death, with a particular focus on the curve shape and use of a threshold. In addition, specific recommendations are provided for curves for application in health risk assessments.

Recommendations for annual PM_{10} exposure and mortality

In the literature review, no studies were identified concerning the shape of the concentration-response curve for annual PM_{10} exposure and mortality. Accordingly, there was little information regarding this association in reports and health risk assessments from international health organizations. This is probably due to the fact that health effects of the smaller size fraction $\text{PM}_{2.5}$ that penetrates deeper into the lung has received much

Concentration response curves describe the association between air pollution exposures and adverse health effects.

Relative risk is the increased probability of disease or mortality in one population relative to another population.

Application of a **threshold** in a concentration response curve reflects a lower limit for PM concentrations associated with increased risk of adverse health effects.

more attention the last 15-20 years. However, in a recent review and meta-analysis of PM exposure and mortality initiated by WHO, a risk estimate for annual PM₁₀ exposure based on 17 population studies from Europe, USA and Asia (but not Norway) was presented.

For annual PM₁₀ exposure and total mortality, we therefore recommend a curve based on this new risk estimate from the WHO of **1.04 (1.03-1.06)/ 10 µg/m³**. Based on the literature review, we recommend a linear or log-log curve. Moreover, we recommend inclusion of a theoretical threshold, based on the lowest concentrations included in the study the risk estimate is based on.

Recommendations for daily PM₁₀ exposure and mortality

Several studies and large research projects were identified in the literature search concerning the shape of the curve for daily PM₁₀ exposure and mortality. These generally concluded that the association between the daily PM₁₀ exposure and total mortality was linear, also for the lowest concentrations. In contrast, there was little information regarding this association in reports and health risk assessments from international health organizations. This is probably due to the focus on annual exposures in most health risk assessments of PM, and that the US Environmental Protection Agency (US EPA) addresses risks associated with the fine (PM_{2.5}) and coarse (PM_{10-2.5}) fractions separately in their assessments.

For daily PM₁₀ exposure and total mortality, we recommend a curve based on the risk estimate from the latest analysis of the European multicenter study APHEA of **1.0033 (1.0022-1.0044)/ 10 µg/m³**. We recommend using this risk estimate in a linear curve with a theoretical threshold, i.e. based on the lowest concentrations included in the study the risk estimate is based on.

Conclusions

Concentration-response curves for use in quantitative health risk assessments for the annual and daily PM₁₀ exposure and total mortality are recommended based on the performed literature review. For both exposure measures, we recommend use of a theoretical threshold value that reflects the uncertainty in the association between PM exposure and mortality for the lowest concentrations.

The curve recommended for annual PM₁₀ exposure is based on studies from a range of countries. For a more accurate quantification of health risks in the Norwegian population, it would be an advantage with curves based on data from Norwegian or Nordic population studies. Also, for future quantitative health risk assessments, separate evaluations of the health outcomes associated with the two size fractions of PM₁₀ (PM_{2.5} and PM_{10-2.5}) should be considered, followed by a summation of the corresponding effects.

The curve recommended for the daily PM₁₀ exposure was based on a multi-center study from Europe, that did not include Norwegian data. Although increased knowledge regarding premature deaths associated with daily PM₁₀ exposures in Norway is highly relevant, the need for developing and establishing methods for quantitative health risk assessments for daily exposures is more pressing.

In future quantitative health risk assessments, it would be an advantage to include morbidity measures associated with annual and/or daily PM₁₀ exposures. Although this would provide a more accurate assessment of the health outcomes associated with PM₁₀

exposure, further literature reviews would be required to recommend on the selection of morbidity measures and suitable concentration-response curves.

1 Bakgrunn⁵

Luftforurensning er blant de viktigste miljøfaktorene som påvirker befolkningens helse (Landrigan m. fl., 2018). Luftforurensning består av både svevestøv og gasser. Avhengig av nivåer kan disse bidra til uønskede helsevirkninger i befolkningen. Mange luftforurensnings-komponenter utløser de samme helsevirkningene og kan virke sammen. Sammenhengen mellom eksponering for svevestøv og helse er godt dokumentert (Folkehelseinstituttet, 2013).

Luftforurensning bidrar vesentlig til sykdom og død i et globalt perspektiv. For 2019 ble det beregnet at langvarig eksponering for fint svevestøv ($PM_{2,5}$) i uteluft ga ca. 4,1 millioner dødsfall i året, og var på 6. plass når det gjelder risikofaktorer til for tidlig død (IHME, 2020).

I den siste oppdateringen fra det europeiske miljøbyrået («European Environmental Agency», EEA), ble det beregnet at luftforurensning ($PM_{2,5}$) bidro til cirka 1400 for tidlige dødsfall i 2018 (EEA, 2020). Det internasjonale sykdomsbyrdeprosjektet («Global Burden of Disease», GBD) har presentert liknende tall for Norge, altså 14-1500 dødsfall, og rangert luftforurensning blant de ti viktigste risikofaktorene for sykdomsbyrde i Norge (Knudsen m. fl., 2017, Folkehelseinstituttet, 2018). Mesteparten av dette er tilskrevet død av hjertekar- og luftveissykdommer, inkludert lungekreft. Luftforurensning utgjør derfor også i Norge et alvorlig helseproblem.

I Norge har vi luftkvalitetskriterier og grenseverdier som brukes for å beskytte befolkningen mot helseskader ved luftforurensning. *Luftkvalitetskriterier* er fastsatt av Folkehelseinstituttet og Miljødirektoratet, og tar bare hensyn til helse. Hvis kriteriene overholdes, vil mesteparten av befolkningen være beskyttet mot skadelige effekter av luftforurensning. *Grenseverdier* for ulike luftforurensningskomponenter er forankret i forurensningsforskriften. I fastsettelsen av disse er det tatt økonomiske og praktiske hensyn i tillegg til vurderingen av helsevirkninger.

1.1 Svevestøvet i luftforurensning

Svevestøv kan stamme fra mange ulike kilder. Veitrafikk bidrar mest til svevestøvnivåene de fleste steder, og da særlig i form av veistøv og eksos. I mange norske byer og tettsteder bidrar også vedfyring betydelig i vinterhalvåret. Noen steder er industrien en viktig kilde og bidrar til økte nivåer. I tillegg kan langtransportert svevestøv, f.eks. fra Storbritannia eller Sentral-Europa, spille en rolle for lokal forurensning i Norge.

Svevestøv, som også kalles partikler («particulate matter»; PM) varierer både i størrelse og sammensetning. De viktigste størrelsesgruppene er partikler med aerodynamisk diameter under $10\ \mu\text{m}$ (PM_{10}), under $2,5\ \mu\text{m}$ ($PM_{2,5}$) og under $0,1\ \mu\text{m}$ ($PM_{0,1}$). I henhold til den måletekniske definisjonen refererer disse størrelsesgruppene til at 50% av partiklene har en aerodynamisk diameter under den angitte størrelsen. Fraksjonen mellom 2,5 og $10\ \mu\text{m}$ betegnes som grovfraksjonen ($PM_{10-2,5}$), $PM_{2,5}$ betegnes også som finfraksjonen og $PM_{0,1}$ som ultrafin fraksjon.

Forbrenningspartikler dominerer som oftest i fin- og ultrafin fraksjon, mens mekanisk genererte partikler ofte dominerer i grovfraksjonen. Disse fraksjonene består av en kompleks blanding av en rekke forskjellige forbindelser, både organiske og uorganiske.

⁵ Merk at deler av teksten i dette kapittelet er hentet fra rapporten om $PM_{2,5}$ (Bølling m. fl., 2018)

Svarte karbonpartikler («black carbon») er en mye brukt betegnelse på forbrenningspartikler (Folkehelseinstituttet, 2013).

1.2 Beregning av eksponering

For å undersøke sammenhenger mellom eksponering for svevestøv og ulike helsevirkninger i befolkningsstudier, er det nødvendig å beregne deltagerens svevestøveksponering. En mest mulig nøyaktig og riktig beskrivelse av eksponeringen er avgjørende for å gi en korrekt beskrivelse av eventuelle eksponerings-respons-sammenhenger (Nieuwenhuijsen og Brunekreef, 2008). Her henviser 'nøyaktig' til at eksponeringsestimater har god oppløsning, mens 'riktig' henviser til at det er samsvar mellom eksponeringsestimater og den faktiske svevestøveksponeringen.

Eksponering refererer til den konsentrasjonen av svevestøv en person utsettes for. Svevestøvkonsentrasjonene i et geografisk område er resultatet av utslipp fra mange kilder, som fordeles i luften rundt kilden og transporteres med luften (spredning). Denne transporten er avhengig av meteorologiske faktorer som vind, temperatur og luftfuktighet, i tillegg til topografi. Personlig eksponering er avhengig av en persons geografiske plassering, og denne eksponeringen danner grunnlaget for opptaket av svevestøv i kroppen, som igjen kan føre til ulike helsevirkninger.

Svevestøvkonsentrasjonene, og dermed eksponeringen, varierer med både geografisk posisjon (rom) og tid, og i tillegg beveger mennesker seg rundt mellom ulike posisjoner i løpet av døgnet og utsettes da for ulike konsentrasjoner. Dette gjør det komplisert å estimere riktig svevestøveksponering.⁶

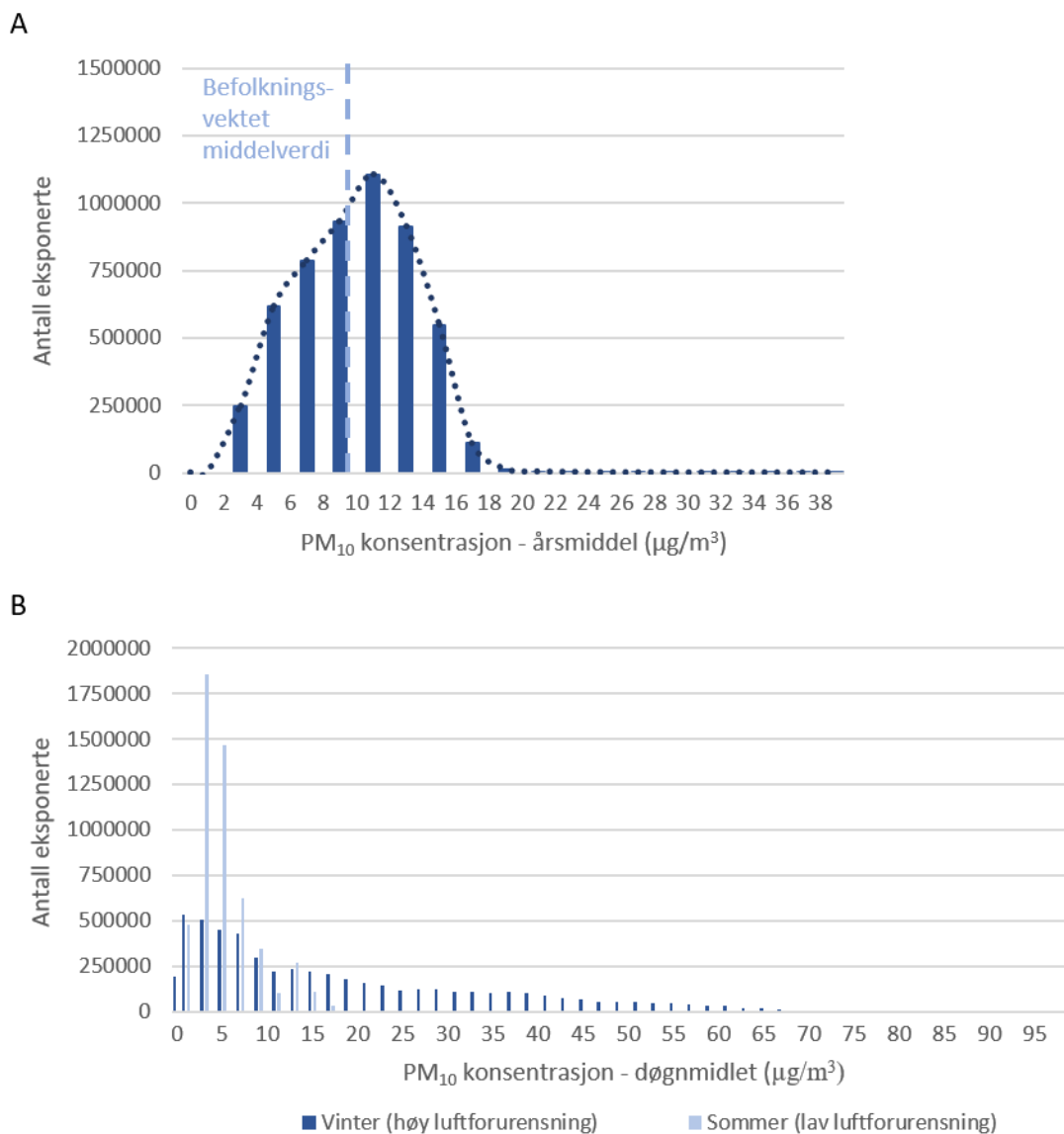
Svevestøveksponeringen til en befolkning bestemmes oftest ved hjelp av målinger eller modeller. Innenfor hver av disse metodene finnes det en rekke alternativer (Nieuwenhuijsen og Brunekreef, 2008). For målinger er de viktigste metodene personlige målinger og områdemålinger, mens de viktigste typene modeller er fysiske og statistiske modeller (se Bølling m. fl. 2018, for nærmere beskrivelse av metodene, samt styrker og svakheter).

Når eksponeringen til hvert av individene i befolkningen er kartlagt, presenteres ofte en eksponeringsfordeling. Fordelingen kan vises som et histogram som viser hvor mange individer som er utsatt for de ulike svevestøvkonsentrasjonene (se eksempler i Figur 1). Eksponeringen for svevestøv presenteres gjerne som døgnmiddel (gjennomsnitt for 24 timer) eller årsmiddel (gjennomsnitt for 1 år), dette refereres også til som henholdsvis korttids- og langtids-eksponering.

Hvor godt disse eksponeringsfordelingene gjenspeiler faktisk eksponering i befolkningen, avhenger både av oppløsningen til eksponeringsestimater og hvor godt estimatene beskriver virkeligheten. Personlige målinger er helt klart den beste metoden, mens områdemålinger og de ulike modellene i varierende grad avviker fra 'faktisk' eksponering. I tillegg er individenes geografisk lokalisering et viktig aspekt i eksponeringskarakteriseringen. Noen studier inkluderer bare bostedsadresse ved starten av en studie, mens andre har informasjon om flytting i løpet av studien eller også adressen

⁶ I denne rapporten omtaler vi konsentrasjons-responskurver, dette refererer til kurver som basert på ulike typer statistiske analyser beskriver sammenhengen mellom individers eksponering (basert på eksponeringsestimater i form av konsentrasjoner) og ulike helsevirkninger. Vanlig terminologi i vitenskapelig litteratur for disse kurvene er konsentrasjons-responskurver, istedenfor eksponerings-responskurver, antagelig fordi svevestøvkonsentrasjonene bare er et estimat på faktisk eksponering.

til skolen eller arbeidsstedet. Kvaliteten på denne informasjonen påvirker også kvaliteten til eksponeringsfordelingene (Nieuwenhuijsen og Brunekreef, 2008). Dessuten beregnes eksponering for luftforurensning helst for uteluft, mens i Norge og de fleste andre vestlige land oppholder de fleste seg mer inne enn utendørs.



Figur 1: Eksponeringsfordelinger av PM₁₀ for 2016 i Norge. Figurene er basert på tall fra Meteorologisk institutt fra uEMEP eksponeringsmodellen for årsmiddel og døgnmiddel eksponering (Denby m. fl., 2020). A) For årsmiddel eksponering vises antall eksponerte for konsentrasjoner opp til 40 µg/m³, i intervaller på 2 µg/m³, der tallene på x-aksen reflekterer starten av hvert intervall. Det er et fåtall eksponerte personer mellom 40 og 66 µg/m³ (< 30 personer totalt) som altså er utenfor intervallet inkludert i figuren. Den stiplede vertikale linjen viser befolkningsvektet middelverdi på 9,9 µg/m³. B) For døgnmiddel eksponering vises antall eksponerte for konsentrasjoner opp til 100 µg/m³, i intervaller på 2 µg/m³. For de dagene som er benyttet som eksempler i figuren er det få (< 200 personer) eller ingen som er utenfor intervallet inkludert i figuren, mens det på dager med ekstra høy luftforurensning ofte er mange eksponerte i intervallet 100 til 200 µg/m³ (for 2016 var det 50 dager der > 1000 personer var eksponert for 100 til 200 µg/m³).

1.3 Eksponering for svevestøv i Norge

Langtidseksponering for svevestøv beskrives vanligvis ved hjelp av en årlig middelvei, mens korttidseksponering beskrives ved hjelp av døgnmiddelveier. Årsmiddelet for PM_{10} har gått noe ned de senere årene, og ligger nå på mellom 15 og 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i de ulike byene (se Figur 2A). I episoder med økte nivåer over kort tid kan konsentrasjonene være betydelig høyere enn årsmiddelet, særlig i områder med mye trafikk eller vedfyring og spesielt på kalde dager med lite luftutskiftning. Slike episoder gjenspeiles i antall overskridelser av grenseverdier for døgnmidlet PM_{10} (se Figur 2B for ulike målestasjoner).

Befolkningens eksponeringsfordeling benyttes til å beregne hvor stor andel av befolkningen som utsettes for ulike nivåer av svevestøv. En middelvei basert på en slik fordeling kalles en befolkningsvektet middelvei. Figur 1A viser eksponeringsfordelingen for PM_{10} i Norge for 2016, med en befolkningsvektet middelvei på litt under 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

For døgnmidlet eksponering varierer eksponeringsfordelingen mye gjennom året, og eksempler på eksponeringsfordelinger for Norge for høy og lav luftforurensning er vist i Figur 1B. Mesteparten av befolkningen eksponeres for døgnmiddelnivåer for PM_{10} under 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, men på dager med høy luftforurensning er det ikke uvanlig at mer enn 1000 personer utsettes for høye PM_{10} nivåer (>100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Gjennomsnittet av døgnmiddeleksponeringer for et år tilsvarer årsmidlet eksponering (Figur 1A). Merk at eksponeringsfordelingen for årsmidlet eksponering er mye smalere enn for døgnmidlet (Figur 1A vs 1B).

Norge har lave svevestøvnivåer sammenliknet med mange andre områder i verden, eksempelvis kan man finne PM_{10} nivåer som er 10 ganger høyere i storbyer i både Asia og USA (Mukherjee og Agrawal, 2017). Selv om nivåene av årsmidlet PM_{10} har blitt redusert de siste 30 årene, var det i 2011 fortsatt flere land i Asia og Afrika som hadde årsmiddelnivåer av PM_{10} på over 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, inkludert Mongolia, Kina, India og Pakistan (Mukherjee og Agrawal, 2017).

Luftkvalitetskriteriene for svevestøv gjenspeiler som tidligere nevnt nivåer hvor de aller fleste i befolkningen er beskyttet mot skadelige helsevirkninger. I Norge er luftkvalitetskriteriet for årsmiddel av PM_{10} på 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, mens det for døgnmidlet PM_{10} er 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Folkehelseinstituttet, 2013). De juridisk bindende grenseverdiene for PM_{10} i Norge er på henholdsvis 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for årsmiddel og 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for døgnmiddel med maksimalt 30 tillatte overskridelser (Lovdata).



Figur 2: Eksempler på årsmiddelverdier og kortvarige episoder for svevestøv i Norge. Den øverste grafen (A) viser årsmiddelet av PM₁₀ i de byene med målinger i perioden 2013-2018. Årsmidlene er basert på målinger fra målestasjoner i de ulike byene, og figuren viser målestasjonen med det høyeste målte årsmidelnivået. Figuren viser også grenseverdier (stiplet grønn linje) og nasjonalt mål (stiplet oransje linje) som er sammenfallende med luftkvalitetskriteriene. Den nederste grafen (B) viser antall overskridelser av grenseverdien for døgnmiddel av PM₁₀ i perioden 2013-2018. Grenseverdien på maksimalt 30 døgn med antall overskridelser i løpet av et kalenderår der den midlere døgnkonsentrasjonen overstiger 50 µg/m³ er markert med grønn stiplet linje. Merk at målestasjonene vanligvis er plassert i områder med høy luftforurensning. Figuren viser data for målestasjonen med høyeste antall døgnmiddeloverskridelser for hver kommune. Dataene kan derfor være fra ulike målestasjoner for ulike år. Kilde: Grenseverdi prosjektet (Miljødirektoratet m. fl., 2020).

1.4 Svevestøv og helse

Helseeffekter av svevestøv er først og fremst observert i befolkningsstudier, men eksperimentelle studier understøtter disse funnene. Eksponering for svevestøv kan både utløse og forverre sykdom, først og fremst i luftveiene og i hjerte- og karsystemet (Folkehelseinstituttet, 2013). Kunnskapen tyder på at korte opphold (timer/døgn) i forurenset luft kan forverre eksisterende hjerte- og lungesykdommer, mens langvarig eksponering (måned/år) også kan bidra til utvikling av sykdom.

Både utvikling og forverring av sykdom kan føre til for tidlig død. Dette er best dokumentert for total dødelighet⁷, men det er også vist en sammenheng mellom eksponering for svevestøv og årsaks-spesifikke dødsfall, slik som hjertekar- og luftveisdødelighet (Folkehelseinstituttet, 2013). Eksperimentelle studier med frivillige og forsøk med dyr og cellekulturer understøtter at svevestøvet kan utløse helsevirkninger og gir en biologisk plausibel forklaring på effekter som observeres i befolkningsstudier (Folkehelseinstituttet, 2013).

I de siste 25 årene har det blitt forsket mye på sammenhenger mellom langtids-eksponering for økte nivåer av svevestøv og dødelighet. Ulike typer befolkningsstudier har vært benyttet. Det er lagt mest vekt på å gjennomføre kohortstudier, som følger grupper av befolkningen over tid, og observerer forekomst av dødsfall i relasjon til nivåer av svevestøv. Det er særlig svevestøvfraksjonene PM_{2,5} og PM₁₀ som har blitt assosiert med dødsfall. Mange studier har fokusert på episoder med ekstremt høye nivåer av svevestøv slik de forekom i Europa i store deler av forrige århundre, men også nye studier med lavere konsentrasjoner av svevestøv viser en sammenheng med dødelighet.

Både korttids- og langtidseksponeringer viser sammenheng med dødelighet, men risikoen for død er adskillig høyere ved langvarig eksponering enn ved kortvarig eksponering (Folkehelseinstituttet, 2013). Undersøkelsene om sammenhengene mellom svevestøv og helsevirkninger er gjennomført i mange deler av verden. Risikoestimatene fra de ulike studiene er i samme størrelsesorden, til tross for at nivåene og sammensetningen av svevestøv varierer betydelig, samt at det er store forskjeller i sosioøkonomi, genetikk og eksponering for andre miljøfaktorer (Folkehelseinstituttet, 2013).

Som nevnt utgjør langvarig eksponering for svevestøv i uteluft et alvorlig helseproblem, og det internasjonale sykdomsbyrdeprosjektet (GBD) estimerte at eksponering for PM_{2,5} fører til cirka 14-1500 for tidlige dødsfall i Norge og 4,1 millioner på verdensbasis (IHME, 2017, IHME, 2020). Siden det er overlapp mellom PM_{2,5} og PM₁₀ eksponering er det hensiktsmessig å velge kun ett av disse eksponeringmålene for gjennomføring av kvantitative helserisikovurderinger eller helsekonsekvensutredninger, og når det gjelder total dødelighet har de internasjonale helseorganisasjonene valgt å benytte PM_{2,5} (WHO, 2013, EEA, 2020, IHME, 2020).

1.5 Konsentrasjons-responskurver

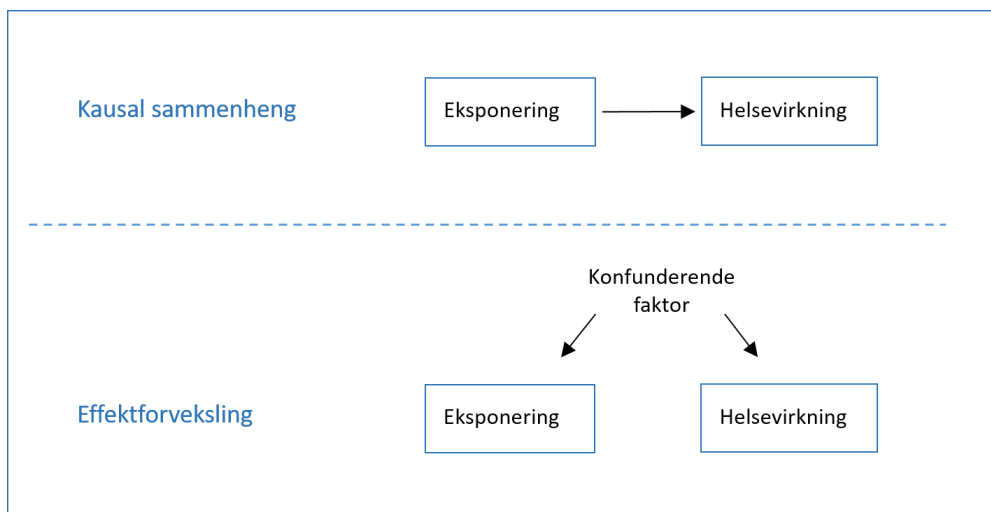
En konsentrasjons-responskurve er basert på resultater fra befolkningsstudier. Den beskriver sammenhengen mellom eksponering for en luftforurensningskomponent og en spesifikk helsevirkning ved bruk av f.eks. relativ risiko (RR) eller prosentvis økning i dødsfall. RR beskriver hvor mye større sannsynlighet det er for sykdom eller død i én

⁷ Med total dødelighet menes alle dødsfall unntatt voldsom død, slik som f.eks. ulykker eller selvmord. Dette omtales også som 'naturlig død', men i denne rapporten benyttes begrepet total dødelighet.

gruppe i forhold til en annen (WHO, 2016). 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.

Hasard ratio (HR) er omtrent det samme som RR, men benyttes gjerne når risikoen ikke er den samme over tid. Relativ risiko (RR) og hasard ratio (HR) er ganske like når det er snakk om en sjelden helsevirkning (forekomst $< 10\%$) og /eller størrelsen på risikoestimatene er små, og de brukes derfor ofte om hverandre⁸. Et risikoestimat uttrykkes ofte som en økning i risiko for en gitt økning i konsentrasjonen av en luftforurensningskomponent, f.eks. økning i risiko per $10\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ økning i $\text{PM}_{2,5}$. Det er viktig å merke seg at en økning i risikoestimat gjelder for en befolkning og ikke på individnivå (WHO, 2016).

I helserisikovurderinger forutsetter man at konsentrasjons-responskurver reflekterer en kausal sammenheng mellom eksponeringen og helsevirkningen den beskriver, altså at det er en årsakssammenheng. Kohortstudier har tidsrammer som gjør det mulig å studere årsakssammenhenger; informasjonen om eksponering er samlet inn mens personene er friske og vurderingen av helsevirkningen gjøres på et senere tidspunkt uavhengig av eksponeringen (Benestad og Laake, 2004). Hvis det er gjort en form for systematisk feil er det likevel en fare for at en observert sammenheng ikke representerer en årsakssammenheng mellom eksponering og helsevirkning. Et eksempel på dette kan være hvis en konfunderende (forstyrrende) faktor som f.eks. røyking eller utdanning påvirker både eksponeringen og helsevirkningen, slik at den observerte sammenhengen egentlig skyldes den konfunderende faktoren (røyking eller utdanning) snarere enn eksponeringen i seg selv (figur 3). Dette kalles effektforveksling, konfundering eller spuriøs sammenheng.



Figur 3: Illustrasjon av effektforveksling. Hvis en konfunderende faktor påvirker både eksponeringen og helsevirkningen kan dette føre til konfundering eller effektforveksling. Figuren er adaptert fra (Institute of Medicine, 2008).

Det er mulig å korrigere for konfunderende faktorer i den statistiske analysen, en slik korrigering omtales vanligvis som en justert analyse, eller justerte RR og HR. Andre former for systematiske feil, som seleksjonsskjevhet og informasjonsskjevhet, er det vanskeligere å korrigere for i de statistiske analysene (Benestad og Laake, 2004). På grunn

⁸ I denne rapporten benyttes begrepet risikoestimat for å betegne effekttestimatet (som reflekterer enten RR eller HR) for en økning i risiko per $10\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ økning i svevestøveksponering.

av risikoen for å gjøre systematiske feil i befolkningsstudier er det nødvendig at informasjon fra eksperimentelle og kliniske studier også vurderes for å kunne konkludere om sammenhengen mellom eksponering og helsevirkning er kausal.

Konsentrasjons-responskurver basert på én befolkning kan ikke nødvendigvis benyttes til å forutsi eller estimere risiko i en annen befolkning. Årsaken til dette er at befolkningene ofte har store forskjeller blant annet i eksponeringsnivå, svevestøvsammensetning, helseprofiler og helsesystemer, og at alle disse faktorene kan påvirke konsentrasjons-responskurven (Anenberg m. fl., 2016, WHO, 2016). Noen av disse forskjellene kan det korrigeres for i de statistiske analysene ved å inkludere konfunderende (forstyrrende) faktorer, i form av informasjon om f. eks. røyking og sosioøkonomiske faktorer for hver deltager og/eller på områdenivå. Andre faktorer er det vanskeligere å korrigere for, slik som f.eks. sammensetningen av svevestøvet.

For å undersøke sammenhengen mellom døgnmidlet eksponering for svevestøv og dødelighet gjøres tidsrekkestudier. Her er det vanligst å benytte en lineær modell som beskriver prosentvis endring i dødelighet, og effektmålet presenteres da som prosentvis økning i dødelighet per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. I studier som analyserer formen på konsentrasjons-responskurven benyttes også ulike ikke-lineære modeller. I tidsrekkestudier analyseres endringer over tid innenfor et gitt geografisk område. Dette gjør at det ikke er nødvendig å korrigere for forstyrrende faktorer som ikke endrer seg innenfor dette området over tid, som f.eks. røyking og sosioøkonomiske faktorer. De vanligste forstyrrende faktorene som inkluderes i tidsrekkestudier av svevestøv og dødelighet er sesong, ukedag og temperatur, og disse inkluderes i de aller fleste studier.

Hvordan bestemmes konsentrasjons-responskurver?

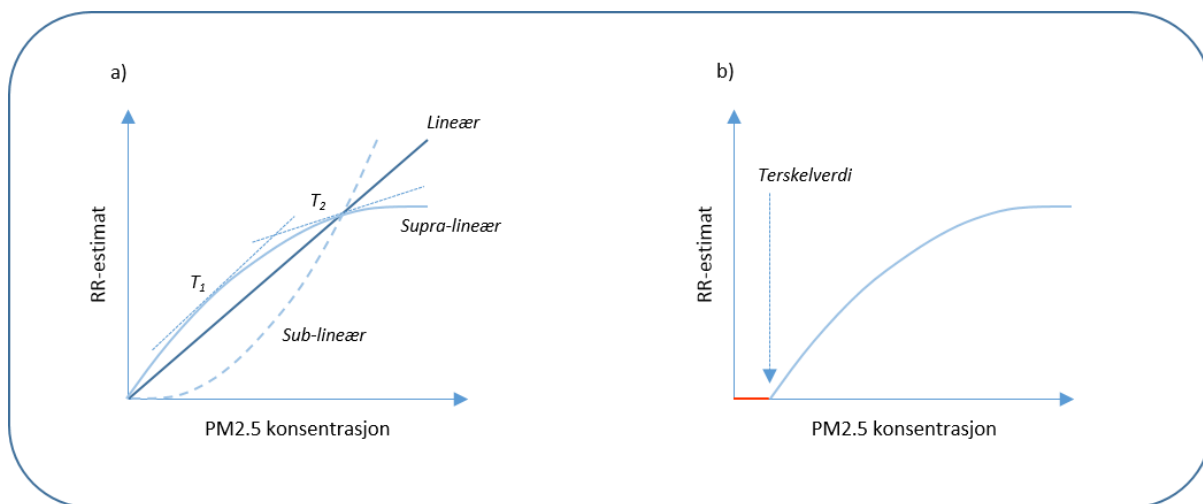
Vanligvis gjøres en systematisk kunnskapsoppsummering, som inkluderer en gjennomgang av forskningsresultater fra toksikologiske, kliniske og epidemiologiske studier, før ulike kvantitative metoder benyttes for å komme frem til en konsentrasjons-responskurve (Fann m. fl., 2016). For svevestøv og ulike helsevirkninger gjøres slike systematiske kunnskapsoppsummeringer jevnlig av de større helseorganisasjonene som f.eks. WHO og US EPA, men også av ulike forskningsmiljøer. Det er hovedsakelig to kvantitative metoder som benyttes for å bestemme konsentrasjons-responskurver for PM_{10} og ulike helsevirkninger: 1. tilpasning av kurver til data fra enkeltkohorter og 2. ulike former for meta-analyser, der data fra ulike studier samles i en analyse (Bølling m.fl. 2018). Fordelen ved meta-analyser er at usikkerhet fra hver kohort kan kombineres med variasjonen mellom kohortene og gi et mer fullstendig bilde av usikkerheten (Fann m. fl., 2016).

I tillegg kan såkalte 'konstruerte' kurver benyttes i kvantitative helserisikovurderinger. Disse er ikke direkte basert på en kohort eller meta-analyser, men er basert på informasjon fra ulike typer studier. Det gjøres da først en kunnskapsgjennomgang for å bestemme representativt kurveforløp (lineær eller ikke-lineær, med eller uten terskel) og risikoestimat. Deretter konstrueres en kurve med ønsket forløp basert på det valgte risikoestimatet (Bølling m. fl., 2018). Denne typen kurver ble anbefalt av WHO i deres forrige kunnskapsoppsummering og benyttes også av EEA i deres årlige kvantitative helserisikovurderinger (WHO, 2013, EEA, 2020)

Kurveformen

Konsentrasjons-responskurver benyttes blant annet i helserisikovurderinger og kost-nytttevurderinger av ulike helsepolitiske tiltak, og formen på kurven har stor betydning for de kvantitative vurderingene (se Bølling m.fl. 2018). Konsentrasjons-

responsammenhengen mellom langtidseksponering for svevestøv og risiko for ulike typer dødelighet er en av de mest studerte sammenhengene innen miljø og helse (Fann m. fl., 2016). Formen på konsentrasjons-responskurvene er omdiskutert, og både lineære og ikke-lineære sammenhenger har blitt beskrevet i litteraturen (Héroux m. fl., 2015, Pope m. fl., 2015, Nasari m. fl., 2016). I tråd med dette benyttes både lineære, supra-lineære (log-log) og sub-lineære (log-lineære) kurver for å beskrive konsentrasjons-responskurver (figur 4a).



Figur 4: Eksempler på konsentrasjons-responskurver med og uten terskelverdi. a) Illustrasjon av ulike kurveformer. Lineære og supra-lineære (log-log) funksjoner er mest brukt for å beskrive sammenhengen mellom langtidseksponering for $PM_{2,5}$ og risiko for dødelighet i form av et RR eller HR-estimat. Noen ganger brukes også sub-lineære (log-lineære) kurver (stiplet linje). b) Konsentrasjons-responskurve med terskel. En terskelverdi gjenspeiler at det finnes en nedre grense for $PM_{2,5}$ -konsentrasjoner som fører til økt risiko; matematisk tilsvarer dette at RR-estimatet er 1 under en bestemt $PM_{2,5}$ -verdi (indikert i figuren som en rød horisontal linje).

For en supra-lineær kurve vil tangentene (T1 og T2; figur 4a) reflektere stigningstallet til kurven i et gitt punkt og dermed sammenhengen mellom RR og svevestøvkonsentrasjonen i tangeringspunktet. Jo lavere svevestøvkonsentrasjon, jo høyere vil stigningstallet eller RR-estimat per $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ økning i svevestøvkonsentrasjonen være. I motsetning vil stigningstallet være det samme for alle konsentrasjoner for en lineær kurve, dvs at økningen i RR er den samme per enhet økning i svevestøvkonsentrasjonen uavhengig av hvor høy konsentrasjonen er. Det er også verdt å merke seg at konsentrasjons-responskurver vanligvis er monotont stigende, det betyr at kurven ikke har partier som er horisontale eller synkende. Dette medfører at den helseskadelige effekten er større ved høye enn lave konsentrasjoner.

Terskelverdier

En vanlig tolkning av en terskelverdi er at den gjenspeiler at det finnes en nedre grense for svevestøvkonsentrasjoner som fører til økt risiko for dødelighet, altså at det finnes en 'trygg' konsentrasjon for svevestøveksponering (figur 4b). Det er i denne sammenhengen også viktig å huske at både PM_{10} og $PM_{2,5}$ dannes naturlig fra en rekke kilder. Miljøer helt uten svevestøv forekommer derfor ikke, annet enn under svært kontrollerte laboratoriebetingelser. Det har imidlertid vært vanskelig å påvise en slik terskelverdi i befolkningsstudier av svevestøveksponering og relativ risiko for ulike helseutfall (Papadogeorgou m. fl., 2019, Chen og Hoek, 2020). I konsentrasjons-responskurver for helserisikovurderinger benyttes imidlertid ofte en teoretisk terskelverdi, eller en såkalt

'cut-off', i analysene. Denne reflekterer at det er en nedre grense for hvor forskerne mener at det finnes sikre nok data som beskriver sammenhengen mellom eksponering og relativ risiko.

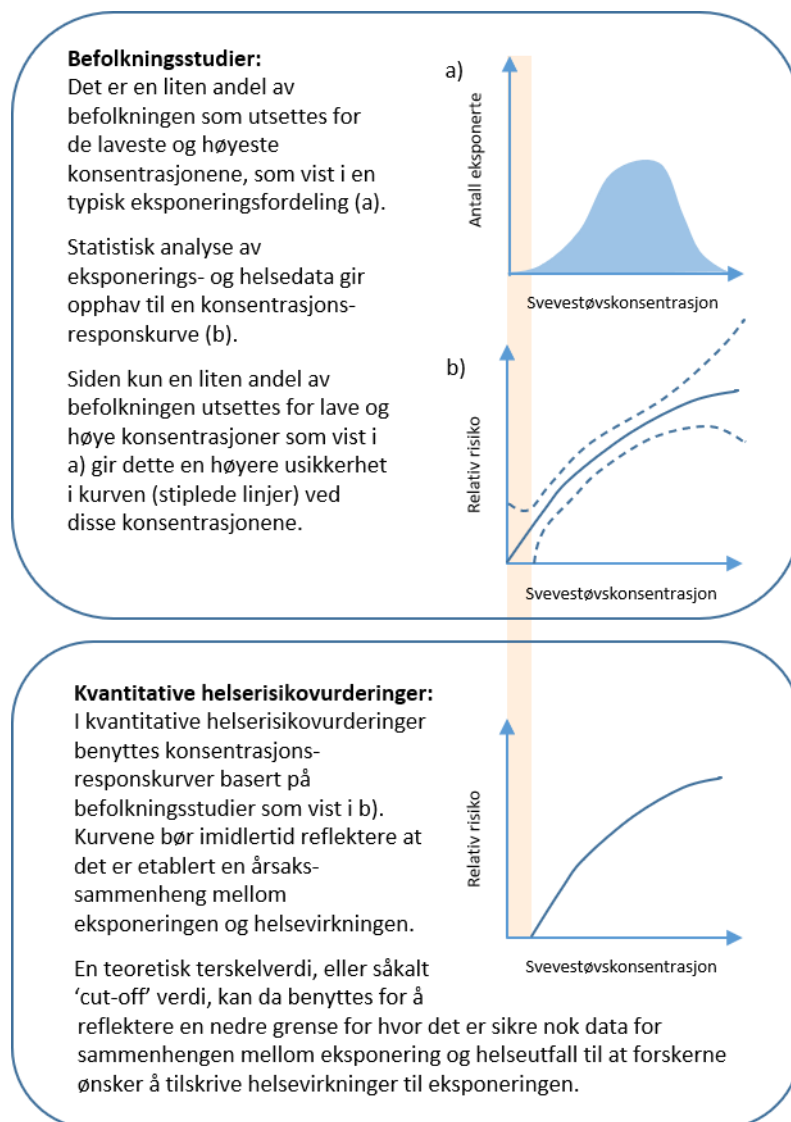
Hvordan bestemmes en teoretisk terskelverdi?

I det internasjonale sykdomsbyrdeprosjektet (GBD), benyttes en teoretisk terskelverdi som omtales som det teoretiske minimum-risiko eksponeringsnivået (TMREL) for fint svevestøv (PM_{2.5}) (Burnett m. fl., 2014, Burnett m. fl., 2018). TMREL baseres på det laveste eksponeringsnivået og 5-prosentilen for eksponeringsfordelingen i de største kohortene fra Nord-Amerika, og tilsvarer en jevn fordeling mellom 2,4 og 5,9 µg/m³ (Burnett m. fl., 2014, Cohen m. fl., 2017). Begrunnelsen for å inkludere TMREL i konsentrasjons-responskurvene for PM_{2.5} er at det ikke er tilstrekkelig datagrunnlag til å bestemme den nøyaktige formen til konsentrasjons-responskurven for konsentrasjoner under 5-prosentilen (Cohen m. fl., 2017).

Det europeiske miljøbyrået (EEA) benytter en teoretisk terskelverdi i sine sensitivitetsanalyser, men ikke i hoved-analysen, når de gjennomfører sine årlige kvantitative helserisikovurderinger for PM_{2.5}. EEA baserer sin terskelverdi på en estimert Europeisk bakgrunnskonsentrasjon, altså svevestøvkonsentrasjonen utenfor bebygde områder (EEA, 2020). Til sammenlikning benyttet det amerikanske miljøbyrået (US-EPA) en teoretisk terskelverdi som var basert på den laveste målte konsentrasjonen i en stor amerikansk kohort (ACS-studien) i sin siste kvantitative helserisikovurdering (US EPA, 2010). I tråd med dette, vurderte GBD opprinnelig flere alternative tilnærminger for å bestemme TMREL, inkludert målte og/eller beregnede verdier av bakgrunnsnivåene i urbane områder eller utenfor bebygde områder (Brauer m. fl., 2012).

For Norge ble kvantitative helserisikovurderinger for svevestøveksponering gjennomført i forbindelse med Grenseverdiprojektet i 2020 (Miljødirektoratet m. fl., 2020). En teoretisk terskelverdi ble da inkludert i konsentrasjonsresponskurven for årsmidlet eksponering for PM_{2.5} og relativ risiko for total dødelighet. I tråd med GBD prosjektet var den teoretiske terskelverdien basert på de laveste konsentrasjonene inkludert i studien som risikoestimatet var hentet fra, og reflekterte dermed usikkerheten i sammenhengen mellom eksponering og helseutfall.⁹ Figur 5 illustrerer hvordan eksponeringsfordelingen påvirker usikkerheten i kurver fra befolkningsstudier, og hvordan usikkerheten for de lave konsentrasjonene, der det er få eksponerte, kan benyttes til å bestemme en teoretisk terskelverdi.

⁹ I rapporten som omhandlet konsentrasjons-responskurver for PM_{2.5}, konkluderte FHI med at den teoretiske terskelverdien burde baseres på de laveste målte svevestøvkonsentrasjonene i den populasjonen det skal gjennomføres kvantitative helserisikovurderinger for (Bølling m.fl., 2018). Ved gjennomføring av kvantitative helserisikovurderinger i forbindelse med Grenseverdiprojektet ble det gjort en ny vurdering av grunnlaget for fastsetting av teoretiske terskelverdier, og det ble da konkludert med at slike terskelverdier bør baseres på informasjon om de laveste konsentrasjonene inkludert i datamaterialet som risikoestimatet er basert på (Miljødirektoratet m.fl., 2020). Bakgrunnen for dette var et ønske om å harmonisere fremgangsmåten for nasjonale sykdomsbyrdeberegninger for Norge med tilnærmingen til det internasjonale sykdomsbyrdeprosjektet (GBD), også for valg av teoretisk terskelverdi.



Figur 5: Illustrasjon av hvordan teoretisk terskelverdi gjenspeiler usikkerheten i befolkningsstudiene konsentrasjons-responskurvene er basert på. Det øverste panelet viser hvordan a) eksponeringsfordelingen i befolkningsstudiet bidrar til usikkerhet i b) konsentrasjons-responskurven for enkeltstudier. Usikkerheten i kurven er markert som en stiplet linje som tilsvarer 95% konfidensintervallet til kurven. Det er denne usikkerheten i kurven som danner grunnlaget for å fastsette en teoretisk terskelverdi (nedre panel). Bakgrunnen for bruk av teoretisk terskelverdi er altså at datagrunnlaget ikke er tilstrekkelig for å sette opp en kurve for de laveste konsentrasjonene.

2 Oppdrag og avgrensning

Det foreligger svært mye vitenskapelig litteratur som beskriver sammenhengen mellom svevestøvseksponering og ulike helsevirkninger, og omfattende kunnskapsoppsummeringer gjøres jevnlig av Folkehelseinstituttet og flere internasjonale miljøer. Konsensus i disse kunnskapsoppsummeringene er at det er en kausal sammenheng mellom svevestøvseksponering og en rekke helsevirkninger. Dette gir grunnlag for å gjennomføre kvantitative helserisikovurderinger der ulike konsentrasjons-responskurver benyttes.

Oppdraget fra Miljødirektoratet og Statens vegvesen Vegdirektoratet var å gi en kort kunnskapsoppsummering om formen på konsentrasjons-responskurver som beskriver sammenhengen mellom eksponering for svevestøv, PM₁₀ og økt risiko for dødelighet. I tillegg skulle kurver anbefales for bruk i kvantitative helserisikovurderinger i forbindelse med revisjon av grenseverdiene for PM₁₀¹⁰. Oppdraget gjaldt både for årsmidlet og døgnmidlet eksponering for PM₁₀.

For å avgrense oppdraget ble det tatt utgangspunkt i rapporter fra de største internasjonale miljøene de siste 10 årene. I tillegg ble det gjort litteratursøk i PubMed for å identifisere enkeltstudier som belyste problemstillingen (se Vedlegg 5).

Rapporten er delt inn i to resultatdeler som oppsummerer kunnskap om kurver for PM₁₀ og dødelighet for årsmidlet (kapittel 4) og døgnmidlet (kapittel 5) eksponering. Til slutt diskuteres den oppsummerte kunnskapen kort med tanke på begrensninger og anvendelse i norske helserisikovurderinger (kapittel 6).

¹⁰ Grunnet forsinkelser i Grenseverdiprojektet, ble arbeidet med ferdigstilling av rapporten om PM₁₀ utsatt til etter oversending av oppdraget til departementene, altså etter sommeren 2020. Litteratursøkene ble gjennomført i første kvartal av 2019, og at det er etter avtale med oppdragsgiver ikke gjort supplerende søk i etterkant av gjennomføring av Grenseverdiprojektet.

3 Metode

En gjennomgang av kunnskapsoppsummeringer, kvantitative helserisikovurderinger og ekspertuttalelser fra de største internasjonale miljøene fra de siste 10 årene dannet grunnlaget for utformingen av rapporten og avgrensningen skissert i kapittel 2.

Følgende metode ble benyttet for å vurdere kunnskapen om formen på konsentrasjons-responskurver for års- og døgnmidlet eksponering for PM₁₀ og dødelighet:

1. Rapporter fra de største nasjonale og internasjonale miljøene fra de siste 10 årene.
2. PubMed-søk som identifiserte enkeltstudier med vekt på formen til konsentrasjons-responskurver (se Vedlegg 5).

Vurderingene fokuserer på kurveegenskapene ved konsentrasjoner som er relevante for Norge, altså under 45 µg/m³ for årsmidlet og under 250 µg/m³ for døgnmidlet eksponering (se kapittel 1.3). Dette inkluderer kurveform, bruk av terskelverdi i de matematiske modellene og størrelsen på risikoestimatene. Basert på disse vurderingene anbefales kurver for anvendelse i norske helserisikovurderinger. Merk at litteratursøkene er gjennomført i første kvartal av 2019, og at det ikke ble gjort supplerende søk i etterkant av gjennomføring av Grenseverdiprojektet.

4 Konsentrasjons-responskurver for årsmidlet PM₁₀ eksponering og dødelighet

Informasjonen om konsentrasjons-responskurver for årsmidlet PM₁₀ og dødelighet er først oppsummert (4.1 og 4.2). Deretter gjøres en samlet vurdering av kurvene for årsmidlet PM₁₀ med hensyn til kurveform ved konsentrasjoner lavere enn 45 µg/m³, størrelsen på risikoestimatene og bruk av terskelverdi i det siste delkapittelet (4.3).

4.1 Internasjonale og nasjonale organisasjoner

Det internasjonale sykdomsbyrdeprosjektet (GBD) og det europeiske miljøbyrået (EEA) inkluderer kun årsmidlet eksponering for PM_{2,5} i sine årlige oppsummeringer (EEA, 2020, IHME, 2020). Tilsvarende inkluderte FHI kun årsmidlet PM_{2,5} da sykdomsbyrdeberegninger ble gjennomført for svevestøvseksponering i Oslo (Aasvang m. fl., 2016).

Et WHO initiert prosjekt konkluderte i 2013 med at det var nødvendig å opprettholde egne grenseverdier for PM₁₀ i tillegg til grenseverdiene for PM_{2,5} (WHO, 2013). I den samme rapporten anbefales i første rekke kurver for PM_{2,5} til bruk i kvantitative helserisikovurderinger, fordi det er langt flere studier som beskriver sammenhengen mellom års- og døgnmidlet eksponering for PM_{2,5} og ulike helseutfall. I en søster-rapport, som omhandler anbefalinger for konsentrasjons-responskurver for bruk i kvantitative helserisikovurderinger anbefales kun kurver for barnedødelighet og forekomst av bronkitt for årsmidlet PM₁₀ (WHO, 2013, Héroux m. fl., 2015), altså kurver som ikke faller inn under hovedfokuset til denne rapporten.

Det amerikanske miljøbyrået (US EPA) har hovedfokus på fraksjonene PM_{2,5} og PM_{10-2,5} i sin kunnskapsoppsummering fra 2009, og inkluderer lite informasjon om årsmidlet PM₁₀. Videre er det kun PM_{2,5} som inkluderes i den kvantitative helserisikovurderingen fra 2009 i forbindelse med revisjon av grenseverdiene (US EPA, 2009, US EPA, 2010).

Totalt sett anbefaler eller benytter de internasjonale helseorganisasjonene ingen kurver for årsmidlet eksponering for PM₁₀ og økt risiko for total eller sykdomsspesifikk 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.

4.2 Enkeltstudier og multisenterstudier

I litteratursøket for studier med fokus på formen til konsentrasjons-responskurven ble kun tidsrekkestudier identifisert, dvs. analyser av sammenhengen mellom døgnmidlet PM₁₀ eksponering og ulike former for dødelighet. For å identifisere kohortstudier for årsmidlet PM₁₀ eksponering og ulike former for dødelighet ble et tilleggs-litteratursøk gjennomført. Studiene fra dette søket benyttet enten konsentrasjons-responskurver i en kvantitativ risikovurdering, eller rapporterte risikoestimer.

Helserisikovurderinger

I litteratursøket ble det identifisert 8 studier som gjorde helserisikovurderinger for årsmidlet PM₁₀ eksponering (Norman m. fl., 2007, Riojas-Rodriguez m. fl., 2014, Tang m. fl., 2014, Yorifuji m. fl., 2015, Fouladi Fard m. fl., 2016, Bulejko m. fl., 2017, Castro m. fl., 2017, Kihal-Talantikite m. fl., 2018). Alle studiene så imidlertid ut til å basere seg på kurver eller risikoestimer for PM_{2,5} eksponering.

Tre studier refererte til tidlige publikasjoner fra USA, som i hovedsak omhandlet fint svevestøv ($PM_{2,5}$) (Riojas-Rodriguez m. fl., 2014, Tang m. fl., 2014, Yorifuji m. fl., 2015), men risikoestimatet for årsmidlet PM_{10} og total dødelighet som ble oppgitt for bruk i helserisikovurderingene (**1,043; 1,026-1,061**) var vesentlig lavere enn de som var oppgitt i originalpublikasjonene (1,17 (1,09-1,26), 1,26 (1,08-1,47) og 1,06 (1,02-1,11) (Dockery m. fl., 1993, Pope m. fl., 1995, Pope m. fl., 2002). Dette kan tyde på at risikoestimatet stammer fra personlig kommunikasjon med forfatterne, selv om dette ikke er oppgitt i risikovurderingene. En fjerde studie benytter et liknende risikoestimat (**1,045; 1,029-1,060**) for årsmidlet PM_{10} for total dødelighet og refererer til en relativt ny oversiktsstudie (Hoek m. fl., 2013, Castro m. fl., 2017). Forfatterne benyttet en log-lineær omregningsformel fra $RR_{PM_{2,5}}$ til $RR_{PM_{10}}$ ¹¹ for å komme frem til dette risikoestimatet basert på risikoestimatet for $PM_{2,5}$ som var oppgitt i originalpublikasjonen. Hoek m. fl. oppgir også et risikoestimat for årsmidlet PM_{10} eksponering og økt risiko for død som følge av hjerte og lungesykdom (1,035; 1,004-1,066)(Hoek m. fl., 2013).

Én studie benyttet en såkalt $PM_{2,5}/PM_{10}$ ratio for å justere eksponeringen fra PM_{10} til $PM_{2,5}$ i kombinasjon med en konsentrasjons-responskurve for $PM_{2,5}$ (Norman m. fl., 2007). Bruk av en slik omregningsfaktor for eksponeringen har også blitt anbefalt i rapporter fra de internasjonale helseorganisasjonene (Ostro, 2004).

For tre av helserisikovurderingene var det vanskelig å finne frem til de opprinnelige referansene som kurvene var basert på (Fouladi Fard m. fl., 2016, Bulejko m. fl., 2017, Kihal-Talantikite m. fl., 2018), men kurvene så ut til å være basert på data fra $PM_{2,5}$ eksponering (Ostro, 2004, Cheng m. fl., 2013).

Når det gjelder kurveform, var det fire studier som benyttet log-lineære kurver med terskel (Norman m. fl., 2007, Tang m. fl., 2014, Bulejko m. fl., 2017, Kihal-Talantikite m. fl., 2018), tre studier benyttet en lineær kurve med eller uten terskel (Yorifuji m. fl., 2015, Fouladi Fard m. fl., 2016, Castro m. fl., 2017), mens en studie ikke oppga informasjon om kurveform og terskelverdi (Riojas-Rodriguez m. fl., 2014). I de fem studiene som inkluderte en terskelverdi (eller et referansenivå) for årsmidlet PM_{10} , varierte denne mellom 15 og 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, og forfatterne har oppgitt at dette var basert på det internasjonale sykdomsbyrdeprosjektet, luftkvalitetskriteriet fra WHO eller en nasjonal kinesiske standard.

Totalt sett er bruken av kurver for årsmidlet PM_{10} og ulike mål på økt risiko for dødelighet i kvantitative helserisikovurderinger svært uoversiktlig, og bærer preg av at det er få studier som omhandler og beskriver denne sammenhengen.

Risikoestimer

Av de seks artiklene som oppga risikoestimer for årsmidlet PM_{10} eksponering og ulike mål på dødelighet, var det to som omhandlet total dødelighet (Beelen m. fl., 2014, Bentayeb m. fl., 2015). Begge disse studiene var meta-analyser. Den ene var basert på data fra 22 europeiske byer (ESCAPE studien, med ca 370.000 deltagere), og det samlede risikoestimatet for årsmidlet PM_{10} var **1,04 (1,00-1,09)** for 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i den justerte modellen, og var på grensen til å være statistisk signifikant ($p = 0,08$) (Beelen m. fl., 2014). Den andre studien var langt mindre (ca 20.000 deltagere) og omhandlet ansatte i et

¹¹ Den benyttede skaleringsformelen var $RR_{PM_{10}} = e^{(\ln(RR_{PM_{2,5}}) * CF)}$, der CF er omregningsfaktoren mellom $PM_{2,5}$ og PM_{10} eksponering, den såkalte $PM_{2,5}/PM_{10}$ ratioen. WHO anbefaler vanligvis en $PM_{2,5}/PM_{10}$ ratio på 0,65 for industrialiserte land, men i Castro m. fl. 2017 benyttes en $PM_{2,5}/PM_{10}$ ratio på 0,73. Ratioen kan også baseres på eksponeringsberegninger for befolkningen som de kvantitative helserisikovurderingene gjøres for (Miljødirektoratet, 2020).

nasjonalt fransk elektrisitets- og gasselskap. Her ble det funnet en statistisk signifikant sammenheng mellom årsmidlet PM₁₀ eksponering og total dødelighet med et risikoestimat på **1,14 (1,05-1,25)** for 7,8 µg/m³ økning i PM₁₀ (Bentayeb m. fl., 2015), noe som tilsvarer et risikoestimat på 1,18 (1,06-1,32) for 10 µg/m³ økning i PM₁₀.

De fire siste studiene omhandlet død som følge av ulike typer hjerte-kar sykdom (Rosenlund m. fl., 2006, Rosenlund m. fl., 2009, Beelen m. fl., 2014, Dehbi m. fl., 2017). Tre av disse rapporterte ikke statistisk signifikante sammenhenger mellom årsmidlet PM₁₀ og økt risiko for dødelighet, mens den siste studien som rapporterte en statistisk signifikant sammenheng var en case-control studie (Rosenlund m. fl., 2009).

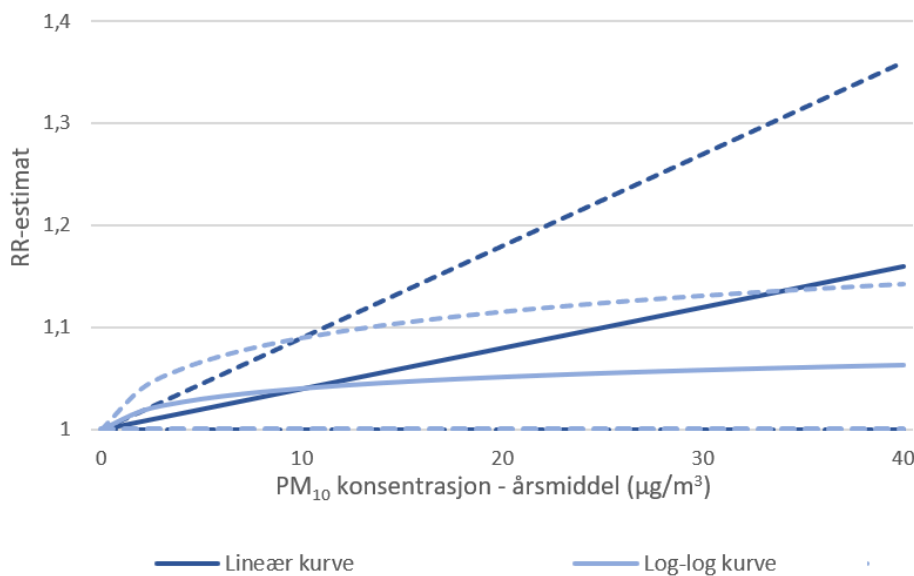
4.3 Oppsummerende vurdering

Det var samsvar mellom de internasjonale rapportene og litteratursøket i den forstand at det var relativt liten interesse for å studere og rapportere om sammenhengen mellom årsmidlet PM₁₀ og ulike mål på økt risiko for dødelighet. Basert på våre søk og litteraturgjennomgang har vi ikke funnet dokumentasjon på at de internasjonale helseorganisasjonene anbefaler kurver for PM₁₀ og dødelighet, ei heller at slike kurver benyttes i kvantitative helserisikovurderinger. I samsvar med dette ble det heller ikke identifisert noen artikler i litteratursøket som omhandlet formen til konsentrasjons-responskurven for årsmidlet PM₁₀ og dødelighet.

I det supplerende søket ble det funnet flere studier som gjennomførte kvantitative helserisikovurderinger for årsmidlet PM₁₀, men disse baserte seg i hovedsak på kurver for årsmidlet PM_{2,5} og dødelighet. Fire av helserisikovurderingene benyttet estimater som var i god overensstemmelse med hverandre, og en av disse publikasjonene viste hvordan risikoestimatet for årsmidlet PM_{2,5} og total dødelighet fra Hoek m. fl. (2013) var regnet om til et risikoestimat for PM₁₀ og total dødelighet på **1,045 (1,029-1,060)** vha. en log-lineær omregningsformel (Hoek m. fl., 2013, Castro m. fl., 2017). Denne omregningsformelen (se fotnote forrige side) kan også benyttes til å beregne risikoestimat for PM₁₀ basert på nyere studier av PM_{2,5} og total dødelighet.

To studier som oppga risikoestimer for årsmidlet PM₁₀ eksponering og total dødelighet ble også identifisert i det supplerende søket. Den mest omfattende studien, som var basert på den europeiske multisenterstudien ESCAPE, rapporterte et ikke-signifikant risikoestimat for årsmidlet PM₁₀ og total dødelighet på **1,04 (1,00-1,09)** (Beelen m. fl., 2014), som var i samme størrelsesorden som det som ble beregnet basert på omregning fra et risikoestimat for årsmidlet PM_{2,5} eksponering.

Det finnes lite informasjon om formen på konsentrasjons-responskurver for årsmidlet PM₁₀ eksponering og ulike mål på dødelighet i den vitenskapelige litteraturen. I kvantitative helserisikovurderinger var det flest studier som benyttet en log-lineær eller lineær kurve med terskel. Dette er også de kurveformene vi nylig anbefalte for konsentrasjons-responskurver for årsmidlet PM_{2,5} og total dødelighet (Bølling m. fl., 2018). Ved gjennomføring av kvantitative helserisikovurderinger i forbindelse med forslag til reviderte grenseverdier for svevestøv (Miljødirektoratet m. fl., 2020), viste det seg at den log-lineære kurven tilsvarer en eksponentiell økning av risikoen for økende konsentrasjoner av svevestøv. Siden dette er en kurveform som i liten grad reflekterer kurveformer som observeres i befolkningsundersøkelser, der det snarere er en utflating for høyere konsentrasjoner, har vi gått bort fra å anbefale denne kurveformen. I stedet for anbefales bruk av en log-log kurve, altså en supralineær kurve, som flater ut for økende konsentrasjoner av svevestøv (se eksempel i figur 6).



Figur 6: Eksempler på kurveform for årsmidlet eksponering for PM₁₀ og økt risiko for total dødelighet. Figuren viser eksempler på 'konstruerte' kurver; lineær (mørk blå) og log-log (lys blå) kurveform basert på risikoestimatet fra Beelen m.fl. (2014) med usikkerhetsintervall (stiplede linjer) basert på 95% konfidensintervallet til risikoestimatet. Siden den stiplede kurven for usikkerhetsintervallet er basert på samme formel som 'hoved-kurven' (heltrukket), blir usikkerhetsintervallet for konsentrasjons-responskurven smalere for lavere konsentrasjoner. Formen på usikkerhetsintervallet reflekterer imidlertid ikke den generelle formen på usikkerhetsintervallet til kurver fra befolkningsstudier (se for eksempel figur 8).

Ved vurdering av de nasjonale grenseverdiene under Grenseverdiprojektet, ble risikoestimatet for PM₁₀ beregnet basert på risikoestimatet for PM_{2,5} fra ESCAPE studien (anbefalt for PM_{2,5} i Bølling m. fl. 2018) og forholdet mellom PM₁₀ og PM_{2,5} nivåene i Norge (Miljødirektoratet m. fl., 2020). Dette førte til et risikoestimat for årsmidlet PM₁₀ eksponering for total dødelighet på **1,07 (1,02-1,12)** / 10 µg/m³, som altså var noe høyere enn risikoestimatene rapportert for PM₁₀ i samme studien, men med overlappende konfidensintervall. Risikoestimatet ble benyttet i en lineær kurve med en terskelverdi på 8 µg/m³, som var basert på terskelverdien benyttet i PM_{2,5} kurven (Miljødirektoratet m. fl., 2020), se illustrasjon i Figur 7.

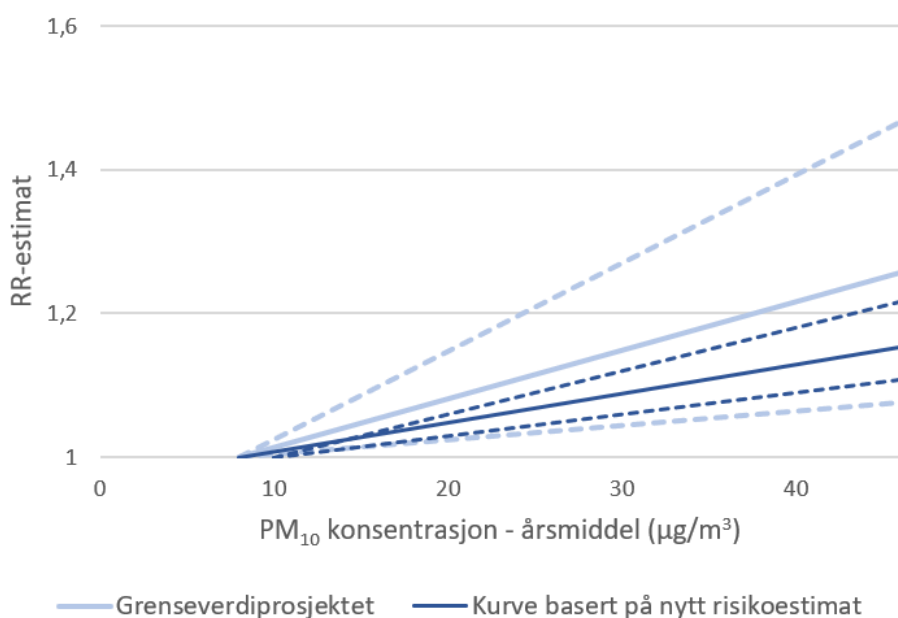
I fem av de åtte studiene fra det supplerende litteratursøket for kvantitative risikovurderinger, ble en terskelverdi eller referanseverdi inkludert i konsentrasjons-responskurven for årsmidlet PM₁₀. Disse var imidlertid vesentlig høyere, mellom 15 og 40 µg/m³, enn terskelverdien på 8 µg/m³ som ble inkludert i Grenseverdiprojektet, og var hovedsakelig basert på WHO sitt luftkvalitetskriterium eller en nasjonal standard. Terskelverdiene som ble benyttet for årsmidlet PM_{2,5} og PM₁₀ i Grenseverdiprojektet var derimot basert på de laveste konsentrasjonene inkludert i studien som risikoestimatet var hentet fra, og reflekterte usikkerheten i sammenhengen mellom eksponering og helseutfall, i tråd med GBD prosjektet (Miljødirektoratet m. fl., 2020).

Anbefaling

For sammenhengen mellom årsmidlet PM₁₀ eksponering og total dødelighet anbefales bruk av en konstruert lineær eller log-log kurve med en teoretisk terskelverdi.

I tråd med det internasjonale sykdomsbyrdeprosjektet (GBD) sin praksis for $PM_{2.5}$, anbefaler vi bruk av en teoretisk terskelverdi basert på de laveste konsentrasjonene i risikoestimatets datagrunnlag (Miljødirektoratet m. fl., 2020)¹².

I etterkant av litteraturgjennomgangen oppsummert ovenfor og gjennomføringen av Grenseverdiprojektet¹³, har WHO publisert sin kunnskapsoppsummering for svevestøveksposering og dødelighet (Chen og Hoek, 2020). Der ble et mer omfattende søk gjennomført for å identifisere risikoestimer for PM_{10} eksponering og dødelighet enn det vi hadde mulighet for i denne kunnskapsoppsummeringen. Studien inkluderte også en meta-analyse som resulterte i et risikoestimat på **1,04 (1,03-1,06)** / $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ basert på 17 studier. Dette var altså også lavere enn det som ble benyttet i Grenseverdiprojektet, men med overlappende konfidensintervall. Vi anbefaler at risikoestimatet fra den nye meta-analysen til Chen og Hoek (2020) benyttes i fremtidige kvantitative helserisikovurderinger for PM_{10} for Norge (se eksempelkurve i figur 7)¹⁴. Merk at det ble beregnet risikoestimer for sykdomsspesifikk dødelighet i meta-analysen, og at disse var signifikante for iskemisk hjertesykdom, luftveissykdom og lungekreft (Chen og Hoek, 2020).



Figur 7: Eksempler på konsentrasjons-responskurver for årsmidlet eksponering for PM_{10} og økt risiko for total dødelighet. Figuren viser den 'konstruerte' konsentrasjons-responskurven benyttet i Grenseverdiprojektet (lys blå) der de stiplede linjene tilsvarer usikkerhetsintervallet til kurven basert på 95% konfidensintervallet til risikoestimatet. I tillegg vises en kurve basert på det nye oppdaterte risikoestimatet (mørk blå linje) fra Chen og Hoek (2020) med usikkerhetsintervall (stiplede linjer), basert på samme kurveform og terskelverdi som benyttet i Grenseverdiprojektet. Siden den stiplede kurven for usikkerhetsintervallet er basert på samme formel som 'hoved-kurven' (heltrukket), blir usikkerhetsintervallet for konsentrasjons-responskurven smalere for lavere konsentrasjoner. Formen på usikkerhetsintervallet reflekterer imidlertid ikke den generelle formen på usikkerhetsintervallet til kurver fra befolkningsstudier (se for eksempel figur 8).

¹² Eksempel på fastsettelse av teoretisk terskelverdi finnes i vedlegg C6 i Miljødirektoratet m. fl. (2020).

¹³ Merk at litteratursøkene er gjennomført i forbindelse med gjennomføring av Grenseverdiprojektet i første kvartal av 2019, og at det ikke ble gjort supplerende søk i etterkant av Grenseverdiprojektet.

¹⁴ For å anbefale terskelverdi for en kurve basert på risikoestimatet i Chen og Hoek (2020) er det nødvendig å finne informasjon om variasjonsbredden i PM_{10} konsentrasjoner i originalpublikasjonene til de 17 studiene som ble inkludert i meta-analysen. Dette arbeidet må gjøres i forbindelse med fremtidig bruk av en slik kurve.

5 Konsentrasjons-responskurver for døgnmidlet PM₁₀ eksponering og dødelighet

Informasjonen om konsentrasjons-responskurver for døgnmidlet PM₁₀ og dødelighet er oppsummert (5.1 og 5.2). Deretter gjøres en samlet vurdering av kurvene for døgnmidlet PM₁₀ med hensyn til kurveform ved konsentrasjoner lavere enn 250 µg/m³, størrelsen på risikoestimatene og bruk av terskelverdi i det siste delkapittelet (5.3).

I tidsrekkestudiene som benyttes til å analysere sammenhengen mellom døgnmidlet PM₁₀ eksponering og dødelighet, er det kun nødvendig å korrigere for forstyrrende faktorer som endres over tid. Siden de vanligste forstyrrende faktorene er inkludert i alle de vurderte studiene (sesong, uke- og helligdager, temperatur), inkluderes ikke disse aspektene i vurderingene av enkeltstudier og rapporter nedenfor. Det er heller ikke nødvendig å sammenlikne kvaliteten på eksponeringsberegninger mellom studiene, fordi alle studiene benytter data fra målestasjoner per by/område til å kartlegge deltagernes eksponering.

Tidsforsinkelsen som inkluderes mellom eksponering og dødelighet i analysene er viktig for å beskrive sammenhengen mellom døgnmidlet svevestøveksponering og dødelighet. Man kan enten analysere sammenhengen mellom eksponering og dødelighet for samme dag (forsinkelse/*lag* 0), eller for eksponering én dag og dødelighet dagen etter (*lag* 1), dødelighet to dager etter (*lag* 2), osv. opp til 5 dagers tidsforsinkelse (*lag* 5). I tillegg kan man bruke gjennomsnitt av ulike tidsforsinkelser (f.eks. gjennomsnitt av forsinkelse 0-1; *Avg* 0-1 eller *lag* 0-1). Dette reflekterer at tallene som benyttes for dødelighet i modellen er gjennomsnittet av dødeligheten for samme dag og dagen etter. For å fange opp dødsfall av forskjellige årsaker som kan knyttes til eksponeringen, kan man inkludere ulike forsinkelser i modellen (*lag* 0-5).

5.1 Internasjonale og nasjonale rapporter

Det internasjonale sykdomsbyrdeprosjektet (GBD) og det europeiske miljøbyrået (EEA) inkluderer kun årsmidlet eksponering for svevestøv i sine årlige oppsummeringer (EEA, 2020, IHME, 2020). I en sykdomsbyrdeberegning for Oslo inkluderte FHI døgnmidlet eksponering for PM₁₀ for total dødelighet (alle dødsfall unntatt ulykker), og benyttet en kurve anbefalt av WHO tidlig på 2000-tallet (Ostro, 2004, Aasvang m. fl., 2016). Dette var en log-log kurve basert på en meta-analyse og ekspert uttalelser, og et risikoestimat på 0,8 % (0,6 – 1,0%) økning i dødelighet per 10 µg/m³ økning i døgnmidlet PM₁₀ konsentrasjon (Ostro, 2004).

WHO anbefaler kun kurver for forekomst av astmasymptomer for døgnmidlet PM₁₀ (WHO, 2013, Héroux m. fl., 2015), men anbefaler at det opprettholdes egne grenseverdier for PM₁₀ i tillegg til grenseverdiene for PM_{2,5} (WHO, 2013).

Det amerikanske miljøbyrået (US EPA) har hovedfokus på fraksjonene PM_{2,5} og PM_{10-2,5} i sin kunnskapsoppsummering fra 2009, og inkluderer kun PM_{2,5} i sine kvantitative helserisikovurderinger (US EPA, 2009, US EPA, 2010). I sin kunnskapsoppsummering påpeker de likevel at det er svært mange studier som undersøker sammenhengen mellom døgnmidlet PM₁₀ og dødelighet (US EPA, 2009). Den sterkeste statistiske sammenhengen i den amerikanske multisenterstudien av 90 byer ble funnet for total dødelighet og *lag* 1, altså en dags forsinkelse mellom eksponering og daglig dødelighet, med 0,21% (0,09-0,33%) økning i dødelighet per 10 µg/m³ økning i døgnmidlet PM₁₀ konsentrasjon. For alle de vurderte studiene var variasjonsbredden for risikoestimatene for total dødelighet 0,12

til 0,84 % for 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ økning i døgnmidlet PM_{10} konsentrasjon, avhengig av studiedesign og hvilken type *lag*, altså forsinkelse mellom eksponering og daglig dødelighet, som ble benyttet i modellen. I rapporten vurderes ikke formen på konsentrasjons-responskurven, og heller ikke tilstedeværelsen av en terskelverdi (US EPA, 2009).

De rapporterte risikoestimatene for døgnmidlet PM_{10} var lavere enn tilsvarende estimater for $\text{PM}_{10-2,5}$ og $\text{PM}_{2,5}$ (US EPA, 2009). Videre varierte risikoestimatene relativt mye mellom ulike geografiske områder og også for ulike sesonger. De høyeste risikoestimatene for USA var generelt rapportert for vår og sommerhalvåret, men i noen områder var det lite sesongvariasjon. Risikoestimatene var robuste i form av at de i liten grad ble påvirket av andre mål på luftforurensning, slik som NO_2 , når disse ble inkludert i modellen.

Totalt sett har døgnmidlet eksponering for PM_{10} fått relativt lite oppmerksomhet av de internasjonale helseorganisasjonene, og det er få kurver som benyttes eller anbefales for PM_{10} og økt risiko for total eller sykdomsspesifikk dødelighet. Unntaket er kurvene benyttet i sykdomsbyrdeberegninger av FHI i 2016. Siden disse kurvene er basert på studier publisert før 2004, som har benyttet eldre versjoner av programvare og statistikk, er det behov for en faglig oppdatering av kunnskapsgrunnlaget for kurver for døgnmidlet PM_{10} .

5.2 Enkeltstudier og multisenterstudier

I litteratursøket etter studier som omhandler formen til konsentrasjons-responskurven ble 5 tidsrekkestudier identifisert (tabell 1). I tillegg til enkeltstudiene kom også 5 rapporter finansiert av det amerikanske «Health Effects Institute» (HEI) frem i søket. For disse omfattende rapportene er resultatene ikke oppsummert i tabellen, men hovedfunnene om kurveform og terskelverdi er istedenfor kort oppsummert i teksten. Dette fordi det ikke var mulighet for en fullstendig gjennomgang av rapportene innenfor prosjektets tidsramme. Alle studiene og rapportene som ble identifisert i litteratursøket var publisert før 2010, og enkeltstudiene var fra 2006 eller eldre.

Det var relativt stor variasjon i effektestimater rapportert fra de ulike studiene; For sammenhengen mellom døgnmidlet PM_{10} eksponering og total dødelighet varierte estimatene mellom 0,4 og 1,5% økning per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ økning i PM_{10} (tabell 1). I de studiene som også rapporterte effektestimater for død som følge av hjerte- og lungesykdom, var disse generelt sett noe høyere enn for total dødelighet.

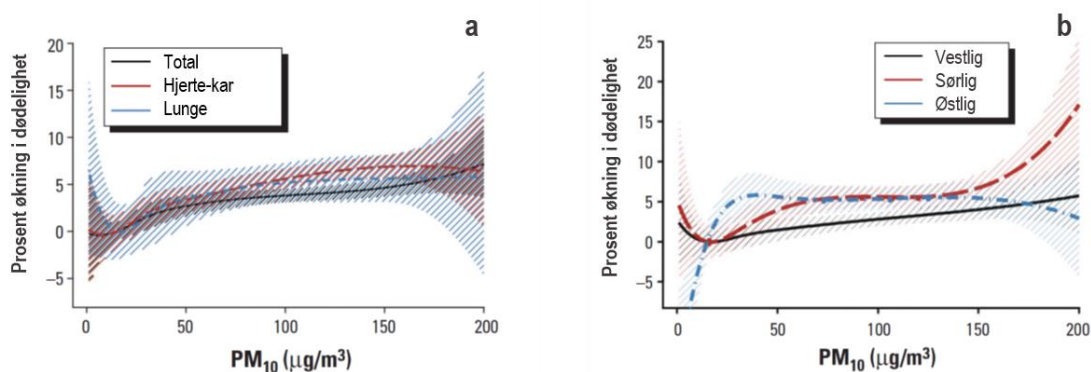
I den europeiske multisenterstudien APHEA, som inkluderte 22 europeiske byer, ble det funnet en lineær sammenheng uten terskel mellom døgnmidlet PM_{10} eksponering og total og dødelighet av hjerte-kar- og lungesykdom (Samoli m. fl., 2005). Studien oppgir kun anslagsvise risikoestimer på henholdsvis 0,5 og 0,7 prosent økning i dødelighet for 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ økning i PM_{10} for *lag 0-1* i de justerte modellene. For alle kurvene økte konfidensintervallene kraftig for PM_{10} konsentrasjoner under 20 og over 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Figur 8a), og disse delene av kurven er derfor forbundet med stor usikkerhet. Når formen på konsentrasjons-responskurvene ble sammenliknet for de ulike byene, viste det seg at det var relativt stor forskjell på kurveformen mellom ulike regioner (Figur 8b). Det er imidlertid verdt å merke seg at forskjellene er størst i de delene av kurven som er forbundet med størst usikkerhet, altså under 20 og over 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tabell 1 Enkeltstudier hvor formen til konsentrasjons-responskurver for døgnmidlet PM₁₀ - konsentrasjon og dødelighet er analysert. Tabellen gir en oversikt over studiedetaljer som antall deltagere (hvis dette er oppgitt), tidsperiode og område for kohorten, eksponeringsmål og omtrentlige nivåer, type dødelighet, de viktigste resultatene i form av prosent økning i dødelighet (med konfidensintervall; KI), metode benyttet for linearitetstesting (se Vedlegg 4) og kurveforløp (form og terskel).

Referanse (antall innbyggere)	Tids- periode (Område)	Eksponerings mål PM ₁₀ ; [Cirka variasjons- bredde] ¹	Type dødelighet	Prosent økning i dødelighet per 10 µg/m ³ for justert modell (95 % KI) ²	Linearitets testing	Kurve-forløp
Samoli m. fl. 2005 (> 60 millioner)	1990-1997 (22 byer i Europa)	Basert på målestasjoner; én middelværdi per by [inntil 200 µg/m ³]	Total Hjerte-kar Lunge	≈ 0,5 ≈ 0,7 ≈ 0,7 [Tall for lag 0-1, dvs. gjennomsnitt]	Kvadratiske splines med to knuter på hhv. 30 og 50 µg/m ³ , sammenliknet med lineær kurve vha. matematisk vurdering av kurvetilpasning	Lineær uten terskel for total, hjerte-kar og lunge-dødelighet. Stor heterogenitet i kurveform mellom ulike regioner. Vanskelig å vurdere kurveformen <20 og > 150 µg/m ³ pga brede KI.
Dominici m. fl. 2002 (ikke oppgitt)	1987-1994 (USA; de 88 største byene)	Basert på målestasjoner; én middelværdi per by [inntil 100 µg/m ³]	Total	0,55 (0,1-0,98) [Tall for lag 1]	Naturlige splines med fleksibelt antall/posisjon for knuter. Visuell vurdering av kurveform	Lineær uten terskel. Stor heterogenitet i kurveform mellom ulike regioner
Daniels m. fl. 2000 (ca 52 millioner)	1987-1994 (USA; 20 byer)	Basert på målestasjoner; én middelværdi per by [inntil 75 µg/m ³]	Total Hjerte-lunge Andre	0,41 (0,21-0,66) 0,48 (0,09-0,88) 0,31 (0,01-0,68) [Tall for lag 0, for lag 1, eller gjennomsnitt av lag 0 og 1 er verdiene ca 10-20% høyere]	Sammenlikning av tre kurveformer (AIC)	Lineær uten terskel for total og hjerte- lunge dødelighet, med terskel for annen dødelighet (total minus hjerte- lunge). Stor heterogenitet i kurveform mellom byene
Schwartz og Zanobetti 2000 (ca 13 millioner)	1986-1993 (USA; 10 byer)	Basert på målestasjoner; én middelværdi per by [inntil 70 µg/m ³]	Total	≈ 0,8 % [Tall gjelder lag 0-5 fra en fleksibel lag modell]	Sammenlikning av tre kurveformer (BIC)	Lineær uten terskel.
Nawrot m. fl. 2006 (ikke oppgitt; ca 6,5 millioner i 2017)	1997-2003 (Flanders, region i Belgia)	Basert på målestasjoner, en middelværdi for regionen [inntil 80 µg/m ³]	Total Lunge Hjerte-kar	1,5 (1,1-2,0) 2,0 (0,6-3,7) 1,8 (1,1-2,4) [Tall for lag 0 for varm sesong, for kontinuerlig modell. Kald sesong viste ikke signifikante sammenhenger]	Plotting etter PM ₁₀ kvartiler og vurdering av kurveforløp	Lineær om sommeren, ikke- lineær (med terskel) om vinteren.

¹ Variasjonsbredden i eksponering er ikke oppgitt i noen av studiene, og anslagsvis variasjonsbredde er derfor lest av i figurene i publikasjonene, men kun for øvre del av intervallet.

² I to av studiene var nøyaktig risikoestimat med tilhørende KI ikke oppgitt, da viser tabellen det publiserte Anslagsvise risikoestimat uten KI.

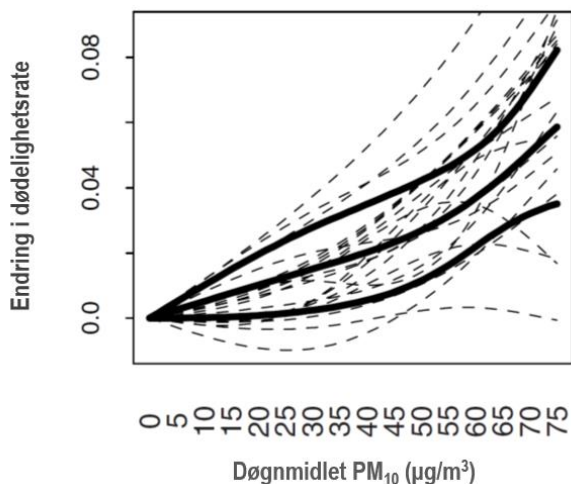


Figur 8: Konsentrasjons-responskurver for døgnmidlet eksponering for PM₁₀ fra Europa. Figuren viser konsentrasjonsresponskurvene fra den europeiske multisenterstudien APHEA som inkluderte 22 europeiske byer. I a) vises kurver for total og sykdomsspesifikk dødelighet, mens b) viser kurver for total dødelighet basert på analyser av byer fra ulike deler av Europa. De skraverte områdene gjenspeiler konfidensintervallet til kurvene. Begge figurene er hentet fra Samoli m. fl. (2005).

I tre amerikanske studier, som inkluderte data fra 10 til 88 byer, konkluderte forfatterne med at sammenhengen mellom døgnmidlet eksponering for PM₁₀ og total dødelighet best kunne beskrives med en lineær kurve (tabell 1) (Daniels m. fl., 2000, Schwartz og Zanobetti, 2000, Dominici m. fl., 2002). Videre tydet de statistiske analysene ikke på at det var en terskelverdi for de laveste konsentrasjonene i disse amerikanske studiene. De rapporterte risikoestimatene varierte mellom 0.41 og 0.8 prosent økning i antall dødsfall per 10 µg/m³ økning i PM₁₀ etter justering for temperatur og sesong. Risikoestimatene var høyere for sykdomsspesifikk dødelighet og økte også for *lag 1* eller gjennomsnittet av eksponeringen på dag 0 og 1. I studien som rapporterte de høyeste risikoestimatene (Schwartz og Zanobetti, 2000) var det nødvendig å modellere daglige middelerverdier for PM₁₀ eksponering for å inkludere data fra målestasjoner med ulik datahyppighet. Dette tilsvarer egentlig en *lag 0-5* eksponering (fleksibel *lag* modell) og er antagelig årsaken til de høye risikoestimatene som rapporteres.

To av de amerikanske studiene rapporterer også om store variasjoner i kurveform mellom ulike byer og regioner (Daniels m. fl., 2000, Dominici m. fl., 2002), se eksempler i figur 9. Generelt sett var konsentrasjons-responskurvene fra den nordøstlige delen av USA mye brattere, med ca. dobbelt så stor økning i prosent dødelighet per 10 µg/m³ økning i PM₁₀ (Dominici m. fl., 2002). For kurver fra fire regioner var det tegn på ikke-linearitet, men på grunn av den store usikkerheten i disse kurvene var det likevel ikke signifikante avvik fra en lineær modell. Dette reflekterer hvor stor usikkerhet det er i kurvene. Basert på denne usikkerheten fremhever forfatterne at det er viktig å benytte kurver basert på store populasjoner i regulatoriske og politiske vurderinger, slik at det er mindre usikkerhet i kurvene disse avgjørelsene baseres på.

En mindre studie fra en region i Belgia gjennomførte separate analyser for sommer og vintersesongen (Nawrot m. fl., 2007). Forfatterne fant kun en lineær sammenheng mellom døgnmidlet PM₁₀ eksponering og dødelighet for sommersesongen, mens for vintersesongen var sammenhengen bare statistisk signifikant for den høyeste PM₁₀ kvartilen. Denne studien anga langt høyere risikoestimat (1,5-2,0 prosent økning i antall dødsfall per 10 µg/m³ økning i PM₁₀) enn de øvrige studiene som er vurdert (0,3-0,8 % per 10 µg/m³ økning i PM₁₀). Dette kan skyldes at analysene ble begrenset til sommersesongen hvor effektene var høyest.



Figur 9: Konsentrasjons-responskurver for døgnmidlet eksponering for PM₁₀ fra USA. Figuren viser konsentrasjons-responskurvene for total dødelighet for de 20 største byene i USA (stiplede linjer) og den gjennomsnittlige kurven basert på data fra alle byene (midterste heltrukne linje) med 95% KI (ytterste heltrukne linjer). Merk at selv om kurvene ser langt fra lineære ut, er det så stor usikkerhet forbundet med kurvene, at de statistiske analysene likevel konkluderte med at det ikke var signifikant avvik fra en lineær modell. Meta-analysen som danner grunnlaget for denne figuren er basert på en annen metodikk enn den som er lagt til grunn i Samoli m. fl. (2005) studien i figur 8. Forskjeller i meta-analyse metodikken er antagelig årsaken til den store forskjellen i 95% KI kurvene som reflekterer et økende KI for lave konsentrasjoner i figur 8, i motsetning til et minkende KI for lave konsentrasjoner i figur 9. Figuren er hentet fra Daniels m. fl. (2000).

Ingen av studiene i Tabell 1 har oppgitt variasjonsbredden for døgnmidlede konsentrasjoner i studiepopulasjonen. Variasjonen i døgnmidlet eksponering er stor (se figur 1b), og det kan derfor være vanskelig å bruke variasjonsbredden i eksponeringen til å si noe om hvilket intervall kurven er gyldig for. Et alternativ er da å benytte bredden av kurvens konfidensintervall til å evaluere for hvilke konsentrasjoner av døgnmidlet PM₁₀ det er et tilstrekkelig godt datagrunnlag for gjennomføring av en kvantitativ helserisikovurdering.

Når det gjelder de fem rapportene fra det amerikanske HEI, er det tre av disse som omhandler asiatiske millionbyer i Kina og Thailand (ca. 7-13 millioner innbyggere per by). Disse studiene inkluderer en større variasjonsbredde for døgnmidlet PM₁₀. Det var noe variasjon mellom byene når det gjaldt formen på konsentrasjons-responskurven. I Bangkok, Hong Kong og Wuhan var sammenhengen mellom døgnmidlet PM₁₀ og dødelighet lineær uten terskel for hele variasjonsbredden (opp til over 400 µg/m³ for den mest forurensede byen), men det var stor usikkerhet knyttet til kurveformen for den høyeste kvartilen (fra 60 til 175 µg/m³ for de ulike kurvene) (Vichit-Vadakan m. fl., 2010, Wong m. fl., 2010). I den fjerde byen, Shanghai, var sammenhengen ikke-lineær med tegn på en terskelverdi rundt 50 µg/m³ (Kan m. fl., 2010, Wong m. fl., 2010). For Erfurt i Tyskland (ca 200.000 innbyggere) var konsentrasjons-responskurven for døgnmidlet PM₁₀ og total dødelighet lineær med lavt stigningstall under 50 µg/m³, mens den var ikke-lineær over 50 µg/m³ (Peters m. fl., 2009).

Den siste HEI rapporten omhandler APHENA studien, dette er en stor multisenterstudie som omfatter byer i Europa (APHEA studien omtalt ovenfor), Canada og USA (Katsouyanni m. fl., 2009). Formålet med prosjektet var å sammenlikne ulike modeller og

analysemetoder for å undersøke om de store forskjellene i effektestimater fra de ulike landene/regionene skyldtes forskjeller i analysemetodene. Rapporten konkluderer med at det var en lineær sammenheng uten terskelverdi mellom døgnmidlet PM₁₀ eksponering og dødelighet basert på analyser av data fra alle landene/regionene. Terskelverdianalysen var basert på kurvetilpasning av en såkalt 'brutt-linje' modell til dataene fra enkeltbyene og/eller alle byene inkludert i en kohort. I denne modellen var kurven vannrett for verdier under h (som ble satt til 0, 5, 10, ... ,75 µg/m³), og lineær for verdier over h .

Uavhengig av hvilken statistisk metode som ble benyttet var økningen i prosentvis total dødelighet for en økning i PM₁₀ på 10 µg/m³ for lag 1 ca. 2-3 ganger høyere for Canada (0.86; 0.32-1.4) sammenliknet med USA (0.29; 0.18-0.4) og Europa (0.33; 0.22-0.44)¹⁵. I tillegg ble det funnet at risikoestimaterne var høyere for lag 0-1 (gjennomsnitt av dag 0 og 1) og lag 0-2 (fleksibel lag modell for dag 0-2) enn for de andre tidsforsinkelsene (Katsouyanni m. fl., 2009).

5.3 Oppsummerende vurdering

Blant de internasjonale helseorganisasjonene og rapportene disse publiserer er det lite fokus på sammenhengen mellom døgnmidlet eksponering for PM₁₀ og dødelighet sammenliknet med i forskningsartikler og -rapporter. Noe av årsaken til dette er nok at kvantitative risikovurderinger oftest gjøres for årsmidlet svevestøveksponering (Miljødirektoratet m. fl., 2020). I tillegg har US EPA valgt å hovedsakelig vurdere finfraksjonen (PM_{2,5}) og grovfraksjonen (PM_{10-2,5}) hver for seg, og har lite fokus på den samlede størrelsesfraksjonen (PM₁₀).

Det var relativt stor variasjon i effektestimaterne for total dødelighet rapportert fra de ulike studiene (0,4 til 1,5% økning per 10 µg/m³ økning i PM₁₀; tabell 1). Den eneste rapporten som analyserte data fra multisenterstudier i vestlige land var APHENA (i form av en re-analyse av APHEA). Her varierte effektestimaterne mellom 0.3 og 0.9% per 10 µg/m³ PM₁₀, og var altså noe lavere enn det som ble observert i enkeltstudiene.

De fleste enkeltstudiene konkluderer med at det er lineær sammenheng uten terskelverdi mellom døgnmidlet eksponering for PM₁₀ og total dødelighet. Det er imidlertid tre av rapportene som rapporterer om en ikke-lineær sammenheng, men dette gjelder enten en relativ liten populasjon (Peters m. fl., 2009) eller en asiatisk millionby (Kan m. fl., 2010, Wong m. fl., 2010). Den omfattende multisenterstudien APHENA¹⁶ konkluderte med at konsentrasjons-respons-kurven var lineær uten terskel basert på data fra USA, Canada og 22 europeiske byer (Katsouyanni m. fl., 2009). Både i USA og Europa rapporteres det om at formen på konsentrasjons-responskurven kan variere fra region til region, men når analysene gjøres for et større område eller en større populasjon er konklusjonen likevel at kurvene er lineære uten terskel.

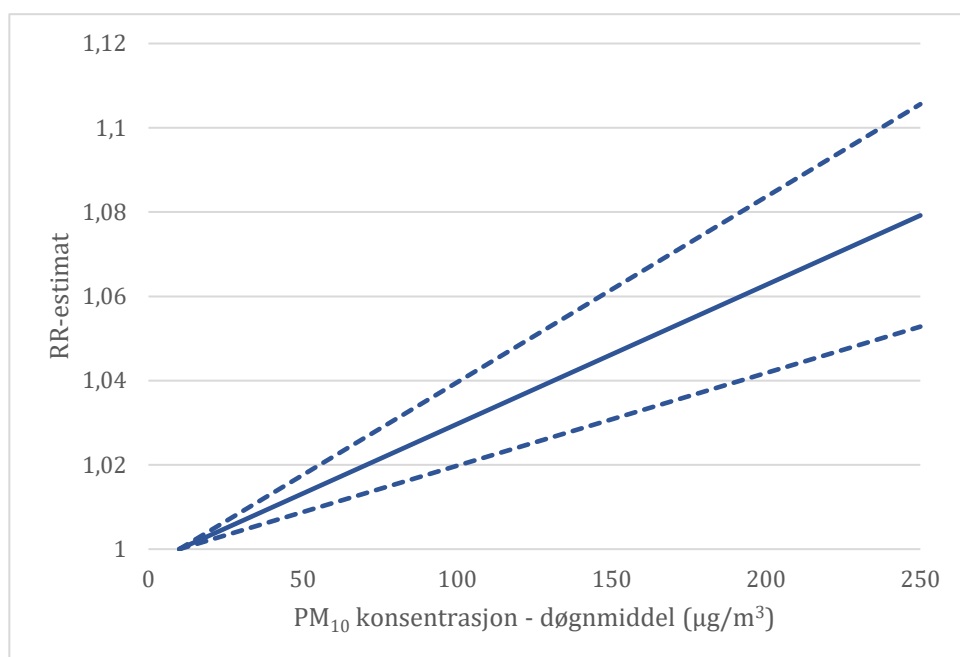
I enkeltstudiene og multisenterstudiene som ble gjennomgått viste analysene basert på de ulike studiepopulasjonene ikke tegn til terskelverdi i kurvene for døgnmidlet PM₁₀ og dødelighet. Det er likevel vesentlig usikkerhet i kurvene for de laveste konsentrasjonene, fordi det kun er en liten del av studiepopulasjonene som utsettes for slike lave konsentrasjoner (se figur 8). Det er også stor usikkerhet i kurveformen, selv om de fleste

¹⁵ Tallene er hentet fra «Commentary Table 3» i Katsouyanni m.fl. (2009) og er basert på analyser av alle aldersgrupper.

¹⁶ Merk at APHENA studien refererer til HEI rapport som inkluderer oppdaterte analyser av den europeiske APHEA studien i tillegg til data fra Canada og Nord-Amerika

studiene rapporterer at sammenhengen er lineær (se figur 9). Litteraturgjennomgangen viser altså at det ikke er tilstrekkelig datagrunnlag til å bestemme den nøyaktige formen til konsentrasjons-responskurven for lave konsentrasjoner. Det er derfor rimelig å inkludere en teoretisk terskelverdi også i konsentrasjons-responskurver som skal benyttes i kvantitative helserisikovurderinger for døgnmidlet PM₁₀ og dødelighet, i tråd med GBD prosjektet (Cohen m. fl., 2017).

Den største amerikanske studien (Dominici m. fl., 2002), viste stor variasjon fra by til by og region til region i både risikoestimat og kurveform. Den konkluderte derfor med at det ikke er mulig å generalisere basert på analyser i mindre populasjoner og anbefalte å benytte kurver basert på store populasjoner i regulatoriske og politiske vurderinger, slik at det er mindre usikkerhet i kurvene disse avgjørelsene baseres på.



Figur 10: Eksempel på 'konstruert' konsentrasjons-responskurve for døgnmidlet eksponering for PM₁₀ og økt risiko for total dødelighet. Figuren viser en 'lineær konsentrasjons-responskurve basert på det nyeste risikoestimatet fra APHEA studien. Siden variasjonsbredden for døgnmidlet PM₁₀ eksponering ikke er oppgitt i noen av publikasjonene for APHEA studien (Samoli m. fl., 2005; Katsouyanni m. fl. 2009), er en anslagsvis tilnærming benyttet for å bestemme en terskelverdi. Konfidensintervallet for kurven for PM₁₀ eksponering og total dødelighet i den første analysen av APHEA, vist i Figur 8a som et svart skravert område, viser at usikkerheten i kurven øker vesentlig for konsentrasjoner under 10 µg/m³ PM₁₀. En terskelverdi på 10 µg/m³ er derfor benyttet i kurven i denne figuren. Siden den stiplede kurven for usikkerhetsintervallet er basert på samme formel som 'hoved-kurven' (heltrukket), blir usikkerhetsintervallet for konsentrasjons-responskurven smalere for lavere konsentrasjoner. Formen på usikkerhetsintervallet reflekterer imidlertid ikke den generelle formen på usikkerhetsintervallet til kurver fra befolkningsstudier (se for eksempel figur 8).

Anbefaling

For døgnmidlet PM₁₀ eksponering og total dødelighet anbefales bruk av en konstruert lineær kurve, basert på det nyeste risikoestimatet fra den europeiske multisenterstudien APHEA på **1,0033(1,0022-1,0044)** (Katsouyanni m. fl., 2009), se illustrasjon i figur 10. I tråd med det internasjonale sykdomsbyrdeprosjektet (GBD) sin praksis for PM_{2,5}, anbefaler vi bruk av en teoretisk terskelverdi basert på de laveste konsentrasjonene i risikoestimatets datagrunnlag (Miljødirektoratet m. fl., 2020).

6 Oppsummerende diskusjon

I kurvene som anbefales for årsmidlet og døgnmidlet PM_{10} og total dødelighet anvendes risikoestimat basert på studier fra henholdsvis hele verden og Europa. I vurderingen av konsentrasjons-responskurver for $PM_{2.5}$ og dødelighet anbefalte vi at kurver eller risikoestimat fra samme populasjon eller en liknende populasjon burde benyttes (Bølling m. fl., 2018). Bakgrunnen for dette er at både størrelsen på risikoestimatet og kurveformen kan påvirkes av egenskapene til befolkningen som studeres (f.eks. helse og helsesystem) og egenskapene til svevestøvet (f.eks. kjemisk sammensetning). I de fleste av de 17 studiene som er inkludert i WHO sin meta-analyse for årsmidlet PM_{10} er median/gjennomsnittsnivåene langt høyere enn det man finner i norske populasjoner, (Chen og Hoek, 2020). Studien var fra Europa, USA og Asia, men ingen data fra Norge ble inkludert i den endelige analysen. For alle de 14 studiepopulasjonene median/gjennomsnittsnivåene var oppgitt, var årsmidlet PM_{10} over $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Chen og Hoek, 2020). Til sammenlikning er befolkningsvektet årsmiddel ca $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for Norge, og det er en svært liten andel av befolkningen som er eksponert for nivåer av årsmidlet PM_{10} over $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Figur 1a). For årsmidlet PM_{10} er det derfor behov for nye data basert på norske eller nordiske befolkningsstudier for bruk i kvantitative helserisikovurderinger fordi disse vil være mer representative for befolkningen beregningene gjøres for.

Selv om de fleste befolkningsstudier rapporterer at det ikke er en terskelverdi i kurvene som beskriver sammenhengen mellom svevestøveksposering og dødelighet, er det fortsatt diskusjon i det internasjonale fagmiljøet når det gjelder bruk av terskelverdi i kurver for kvantitative helserisikovurderinger. Dette gjelder særlig kurver for årsmidlet $PM_{2.5}$ eksponering, men prinsippene er de samme for de ulike eksponeringsmålene for PM_{10} . Etter den forrige kunnskaps gjennomgangen fra WHO Europa, som ble avsluttet i 2013, ble det anbefalt å benytte lineære konsentrasjons-responskurver uten terskel for alle eksponeringene og helseutfallene der det var tilstrekkelig kunnskap til å sette opp en konsentrasjons-responskurve (merk at års- og døgnmidlet PM_{10} eksponering og dødelighet for voksne ikke ble inkludert her) (WHO, 2013, Héroux m. fl., 2015).

EEA følger WHO sine anbefalinger fra 2013 i sine sykdomsbyrdeberegninger, men inkluderer kurver med terskelverdi i sine sensitivitetsanalyser for $PM_{2.5}$ (EEA, 2018). WHO gjennomfører nå en ny kunnskapsoppdatering, og resultatene fra denne skal publiseres i løpet av 2021/2022. For svevestøv er resultater fra en metaanalyse for årsmidlet $PM_{2.5}$ og PM_{10} eksponering og dødelighet publisert (Chen og Hoek, 2020), men her gjøres ingen anbefalinger om kurveform eller terskelverdi. En teoretisk terskelverdi er imidlertid inkludert i kurvene som benyttes i det internasjonale sykdomsbyrdeprosjektet (GBD), samt andre kurver basert på liknende metodikk, f.eks. de såkalte GEMM kurvene som kun baserer seg på studier av uteluft-eksponering for fint svevestøv (Burnett m. fl., 2014, Burnett m. fl., 2018, Burnett og Cohen, 2020).

I tråd med det internasjonale sykdomsbyrdeprosjektet (GBD) sin praksis for $PM_{2.5}$, anbefaler vi bruk av en teoretisk terskelverdi i konsentrasjons-responskurver som skal benyttes i kvantitative helserisikovurderinger for både årsmidlet og døgnmidlet PM_{10} . Den teoretiske terskelverdien bør baseres på de laveste konsentrasjonene inkludert i datamaterialet som risikoestimatet er basert på (se også forklaring på slutten av kapittel 1.5).

Norge, EU og USA har grenseverdier for både PM_{10} og $PM_{2.5}$. Disse to størrelsesfraksjonene er imidlertid overlappende, og effektene som knyttes til PM_{10} og $PM_{2.5}$ kan derfor ikke adderes i kvantitative helserisikovurderinger. US EPA inkluderer derfor kun $PM_{10-2.5}$ i sine

kunnskapsoppsummeringer om svevestøv, selv om USA har grenseverdier for PM_{10} . Mens $PM_{10-2,5}$ har andre kilder, annet mønster for avsetning i lungene og også er knyttet til andre helseeffekter enn $PM_{2,5}$, overlapper PM_{10} og $PM_{2,5}$ størrelsesfraksjonene. Dette kan skape problemer i tolkningen av data, særlig i befolkningsstudier, og er også problematisk i forbindelse med kvantitative helserisikovurderinger (Magnussen m. fl., 2020). Det bør derfor vurderes om fremtidige helserisikovurderinger bør gjøres separat for fin- og grovfraksjonen av svevestøvet ($PM_{2,5}$ og $PM_{10-2,5}$) og deretter adderes. Dette vil imidlertid kreve en gjennomgang av kunnskapsgrunnlaget for konsentrasjons-responskurver for $PM_{10-2,5}$.

I løpet av arbeidet med forslag til reviderte grenseverdier for svevestøv vurderte Folkehelseinstituttet muligheten for gjennomføring av kvantitative helserisikovurderinger for døgnmidlet eksponering for PM_{10} i form av sykdomsbyrdeberegninger (Miljødirektoratet m. fl., 2020). Konklusjonen var at metodikken for sykdomsbyrdeberegninger ikke er godt egnet for å verdsette helseeffekter knyttet til døgnmidlet eksponering basert på kurver for tidlig død. For døgnmidlet eksponering benyttes tidsrekkestudier til å studere sammenhengen mellom eksponering og ulike helseutfall. Slike studier undersøker hvordan eksponeringen og helseutfallet samvarierer fra dag til dag, men er ikke egnet for å se på sykdomsutvikling. Derfor kan døgnmidlet eksponering ikke knyttes til utvikling av sykdom, kun forverring.

Dette har konsekvenser for beregning av antallet tapte friske leveår som kan knyttes til døgnmidlet eksponering, særlig når det gjelder tapte leveår på grunn av for tidlig død (se Miljødirektoratet m.fl. (2020) for metodebeskrivelse). For eksempel, for en person som har utviklet hjerte-kar sykdom på grunn av fedme eller røyking, men dør på en dag med høy luftforurensing, vil dødsfallet tilskrives svevestøveksposeringen. Siden sykdomsutviklingen ikke utelukkende kan knyttes til svevestøveksposeringen, blir det ikke riktig å tilskrive alle de tapte leveårene til svevestøveksposeringen. I stedet kan man kun tilskrive tapt levetid i størrelsesorden måneder per dødsfall (f.eks. 6-12 måneder) knyttet til døgnmidlet svevestøveksposering (Ostro, 2004). Dette gjør at sykdomsbyrden som knyttes til døgnmidlet eksponering er mye lavere enn for årsmidlet eksponering.

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. 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 sykehusinnleggelse, tapt arbeidstid og medisinbruk. 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 medisinbruk og sykehusinnleggelse (Wei m.fl. 2019).

For gjennomføring av kvantitative helserisikovurderinger for døgnmidlet eksponering er det behov for en ny kunnskaps gjennomgang for å fastslå hvilke mål på sykkelighet som bør inkluderes, samt anbefalinger for konsentrasjons-responskurver. For årsmidlet PM_{10} , ble det gjort en forenklet beregning for å kvantifisere effekten av årsmidlet PM_{10} på sykkelighet i de kvantitative helserisikovurderingene som ble gjennomført i forbindelse med vurderingen av grenseverdiene (Miljødirektoratet m. fl., 2020). For en mer korrekt vurdering av effekter av årsmidlet eksponering for PM_{10} på helse er det også for årsmidlet PM_{10} behov for en ny kunnskaps gjennomgang for å anbefale hvilke mål på sykkelighet og konsentrasjons-responskurver som bør inkluderes i kvantitative vurderinger.

7 Konklusjon

Basert på litteraturgjennomgangen anbefales konsentrasjons-responskurver for årsmidlet og døgnmidlet eksponering for PM_{10} og total dødelighet. I tråd med det internasjonale sykdomsbyrdeprosjektet (GBD) anbefales bruk av en teoretisk terskelverdi, som gjenspeiler usikkerheten i sammenhengen mellom eksponering og dødelighet for de laveste konsentrasjonene, for begge eksponeringsmålene.

For årsmidlet eksponering er det begrenset kunnskap om kurveform, men for konsentrasjonene som forekommer i Norge er det tilfredsstillende å benytte en lineær eller log-log kurve. Den anbefalte kurven for årsmidlet PM_{10} er basert på studier fra hele verden. Det er imidlertid ønskelig med kurver basert på data fra norske eller nordiske befolkningsstudier, siden dette vil bidra til en mer nøyaktig kvantifisering av helserisiko i den norske befolkningen. For fremtidige kvantitative helserisikovurderinger bør det også vurderes om effekter av størrelsesfraksjonene $PM_{10-2,5}$ og $PM_{2,5}$ skal vurderes separat, og deretter summeres.

For døgnmidlet eksponering ser konsentrasjons-responskurvene ikke ut til å avvike fra lineær form, og en lineær kurve anbefales for døgnmidlet PM_{10} og total dødelighet. Den anbefalte kurven er basert på en multisenterstudie fra Europa. Selv om det er viktig med økt kunnskap om for tidlig død knyttet til døgnmidlet eksponering for PM_{10} i Norge, er det først og fremst behov for videreutvikling av metodikken for kvantitative helserisikovurderinger for døgnmidlet eksponering.

For fremtidige kvantitative helserisikovurderinger er det ønskelig å inkludere ulike mål på sykkelighet for både årsmidlet og døgnmidlet PM_{10} . Dette vil gi en mer korrekt vurdering av effekter av eksponering for PM_{10} på helse, men det er da behov for en ny kunnskapsgjennomgang for å anbefale hvilke mål på sykkelighet og konsentrasjons-responskurver som bør inkluderes.

8 Referanseliste

- Anenberg, S. C., A. Belova, J. Brandt, N. Fann, S. Greco, S. Guttikunda, . . . R. Van Dingenen (2016). Survey of Ambient Air Pollution Health Risk Assessment Tools. *Risk Anal* **36**(9): 1718-1736.
- Beelen, R., O. Raaschou-Nielsen, M. Stafoggia, Z. J. Andersen, G. Weinmayr, B. Hoffmann, . . . G. Hoek (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.
- Beelen, R., M. Stafoggia, O. Raaschou-Nielsen, Z. J. Andersen, W. W. Xun, K. Katsouyanni, . . . G. Hoek (2014). Long-term exposure to air pollution and cardiovascular mortality: an analysis of 22 European cohorts. *Epidemiology* **25**(3): 368-378.
- Benestad, H. B. og P. Laake (2004). *Forskningsmetode i medisin og biofag*. Oslo, Norge, Gyldendal Akademisk.
- Bentayeb, M., V. Wagner, M. Stempfelet, M. Zins, M. Goldberg, M. Pascal, . . . A. Lefranc (2015). Association between long-term exposure to air pollution and mortality in France: A 25-year follow-up study. *Environ Int* **85**: 5-14.
- Brauer, M., M. Amann, R. T. Burnett, A. Cohen, F. Dentener, M. Ezzati, . . . G. D. Thurston (2012). Exposure Assessment for Estimation of the Global Burden of Disease Attributable to Outdoor Air Pollution. *Environmental Science & Technology* **46**(2): 652-660.
- Bulejko, P., V. Adamec, R. Skeril, B. Schullerova og V. Bencko (2017). Levels and Health Risk Assessment of PM₁₀ Aerosol in Brno, Czech Republic. *Cent Eur J Public Health* **25**(2): 129-134.
- Burnett, H. Chen, M. Szyszkowicz, N. Fann, B. Hubbell, C. A. Pope, 3rd, . . . J. V. Spadaro (2018). Global estimates of mortality associated with long-term exposure to outdoor fine particulate matter. *Proc Natl Acad Sci U S A* **115**(38): 9592-9597.
- Burnett og A. Cohen (2020). Relative Risk Functions for Estimating Excess Mortality Attributable to Outdoor PM_{2.5} Air Pollution: Evolution and State-of-the-Art. *Atmosphere* **11**(6): 589.
- Burnett, C. A. Pope, 3rd, M. Ezzati, C. Olives, S. S. Lim, S. Mehta, . . . A. Cohen (2014). An integrated risk function for estimating the global burden of disease attributable to ambient fine particulate matter exposure. *Environ Health Perspect* **122**(4): 397-403.
- Bølling, A. K., G. M. Aasvang, B. Oftedal, M. Låg, M. Refsnes, J. Øvrevik og P. Schwarze. (2018). Konsentrasjons-responskurver for lave konsentrasjoner av fint svevestøv [Rapport]. Tilgjengelig fra <https://www.fhi.no/publ/2018/konsentrasjons-responskurver-for-lave-konsentrasjoner-av-fint-svevestov/>.
- Castro, A., N. Kunzli og T. Gotschi (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.
- Chen, J. og G. Hoek (2020). Long-term exposure to PM and all-cause and cause-specific mortality: A systematic review and meta-analysis. *Environ Int* **143**: 105974.

- Cheng, Z., J. Jiang, O. Fajardo, S. Wang ogJ. Hao (2013). Characteristics and health impacts of particulate matter pollution in China (2001–2011). *Atmospheric Environment* **65**: 186-194.
- Cohen, A. J., M. Brauer, R. Burnett, H. R. Anderson, J. Frostad, K. Estep, . . . M. H. Forouzanfar (2017). Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015. *Lancet* **389**(10082): 1907-1918.
- Crouse, D. L., P. A. Peters, A. van Donkelaar, M. S. Goldberg, P. J. Villeneuve, O. Brion, . . . R. T. Burnett (2012). Risk of nonaccidental and cardiovascular mortality in relation to long-term exposure to low concentrations of fine particulate matter: a Canadian national-level cohort study. *Environ Health Perspect* **120**(5): 708-714.
- Daniels, M. J., F. Dominici, J. M. Samet ogS. L. Zeger (2000). Estimating particulate matter-mortality dose-response curves and threshold levels: an analysis of daily time-series for the 20 largest US cities. *Am J Epidemiol* **152**(5): 397-406.
- Dehbi, H. M., M. Blangiardo, J. Gulliver, D. Fecht, K. de Hoogh, Z. Al-Kanaani, . . . A. L. Hansell (2017). Air pollution and cardiovascular mortality with over 25years follow-up: A combined analysis of two British cohorts. *Environ Int* **99**: 275-281.
- Denby, B. R., M. Gauss, P. Wind, Q. Mu, E. Grøtting Wærsted, H. Fagerli, . . . H. Klein (2020). Description of the uEMEP_v5 downscaling approach for the EMEP MSC-W chemistry transport model. *Geosci Model Dev* **13**(12): 6303-6323.
- Dockery, D. W., C. A. Pope, 3rd, X. Xu, J. D. Spengler, J. H. Ware, M. E. Fay, . . . F. E. Speizer (1993). An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *N Engl J Med* **329**(24): 1753-1759.
- Dominici, F., M. Daniels, S. L. Zeger ogJ. M. Samet (2002). Air Pollution and Mortality. *Journal of the American Statistical Association* **97**(457): 100-111.
- EEA. (2018). Health impacts of air pollution - Assessing the risks to health from air pollution [Rapport]. Tilgjengelig fra <https://www.eea.europa.eu/publications/assessing-the-risks-to-health>.
- EEA. (2020). Air quality in Europe - 2020 report [Rapport]. Tilgjengelig fra <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2020-report>.
- Fann, N., E. A. Gilmore ogK. Walker (2016). Characterizing the Long-Term PM2.5 Concentration-Response Function: Comparing the Strengths and Weaknesses of Research Synthesis Approaches. *Risk Anal* **36**(9): 1693-1707.
- Folkehelseinstituttet (2013). Uteluft – luftkvalitetskriterier [nettdokument, lest 01.04.2021]. Tilgjengelig fra <https://www.fhi.no/nettpub/luftkvalitet/>.
- Folkehelseinstituttet. (2018). Helsetilstanden i Norge 2018. Tilgjengelig fra <https://www.fhi.no/publ/2018/fhr-2018/>.
- Fouladi Fard, R., K. Naddafi, M. Yunesian, R. Nabizadeh Nodehi, M. H. Dehghani ogM. S. Hassanvand (2016). The assessment of health impacts and external costs of natural gas-fired power plant of Qom. *Environ Sci Pollut Res Int* **23**(20): 20922-20936.

Héroux, M. E., H. R. Anderson, R. Atkinson, B. Brunekreef, A. Cohen, F. Forastiere, . . . H. Walton (2015). Quantifying the health impacts of ambient air pollutants: recommendations of a WHO/Europe project. *Int J Public Health* **60**(5): 619-627.

Hoek, G., R. M. Krishnan, R. Beelen, A. Peters, B. Ostro, B. Brunekreef og J. D. Kaufman (2013). Long-term air pollution exposure and cardio-respiratory mortality: a review. *Environ Health* **12**(1): 43.

IHME (2017). Global, regional, and national comparative risk assessment of 84 behavioural, environmental and occupational, and metabolic risks or clusters of risks, 1990-2016: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2016. *Lancet* **390**(10100): 1345-1422.

IHME (2020). Global burden of 369 diseases and injuries in 204 countries and territories, 1990-2019: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019. *Lancet* **396**(10258): 1204-1222.

Institute of Medicine (2008). Improving the Presumptive Disability Decision-Making Process for Veterans. Washington, DC, The National Academies Press.

Kan, H., B. Chen, N. Zhao, S. J. London, G. Song, G. Chen, . . . L. Jiang (2010). Part 1. A time-series study of ambient air pollution and daily mortality in Shanghai, China. *Res Rep Health Eff Inst*(154): 17-78.

Katsouyanni, K., J. M. Samet, H. R. Anderson, R. Atkinson, A. Le Tertre, S. Medina, . . . A. Zanobetti (2009). Air pollution and health: a European and North American approach (APHENA). *Res Rep Health Eff Inst*(142): 5-90.

Kihal-Talantikite, W., P. Legendre, P. Le Nouveau og S. Deguen (2018). Premature Adult Death and Equity Impact of a Reduction of NO₂, PM₁₀, and PM_{2.5} Levels in Paris-A Health Impact Assessment Study Conducted at the Census Block Level. *Int J Environ Res Public Health* **16**(1).

Knudsen, A. K., J. M. Kinge, V. Skirbekk og S. E. Vollset. (2016). Sykdomsbyrde i Norge 1990-2013 - Resultater fra Global Burden of Diseases, Injuries, and Risk Factors Study 2013 (GBD 2013) [Rapport]. Tilgjengelig fra <https://www.fhi.no/globalassets/dokumenterfiler/rapporter/2016/rapport-20161-pdf.pdf>.

Knudsen, A. K., M. C. Tollånes, Ø. A. Haaland, J. M. Kinge, V. Skirbekk og S. E. Vollset. (2017). Sykdomsbyrde i Norge 2015 - Resultater fra Global Burden of Diseases, Injuries, and Risk Factors Study 2015 (GBD 2015) [Rapport]. Tilgjengelig fra https://www.fhi.no/globalassets/dokumenterfiler/rapporter/2015/sykdomsbyrde_i_norge_2015.pdf.

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

Lovdata. (2018). Forskrift om begrensning av forurensning (Forurensningsforskriften) [Nettside, lest 15. juni 2018]. Tilgjengelig fra https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/KAPITTEL_3-1#KAPITTEL_3-1.

Magnussen, K., A. K. Bølling, M. Låg, M. Refsnes, G. M. Aasvang, M. Rød og S. Navrud. (2020). Verdsetting av luftforurensningens kostnader for helse, miljø og materialer - et forprosjekt [Rapport]. Tilgjengelig fra <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1573/m1573.pdf>.

Miljødirektoratet, S. V. Vegdirektoratet, Folkehelseinstituttet og Meteorologisk institutt. (2020). Grenseverdier for svevestøv: Forslag til reviderte grenseverdier for PM₁₀ og PM_{2,5} [Rapport]. Tilgjengelig fra <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2020/april-2020/grenseverdier-svevestov>.

Mukherjee, A. og M. Agrawal (2017). World air particulate matter: sources, distribution and health effects. *Environmental Chemistry Letters* **15**(2): 283-309.

Nasari, M. M., M. Szyszkowicz, H. Chen, D. Crouse, M. C. Turner, M. Jerrett, . . . R. T. Burnett (2016). A class of non-linear exposure-response models suitable for health impact assessment applicable to large cohort studies of ambient air pollution. *Air Qual Atmos Health* **9**(8): 961-972.

Nawrot, T. S., R. Torfs, F. Fierens, S. De Henauw, P. H. Hoet, G. Van Kersschaever, . . . B. Nemery (2007). Stronger associations between daily mortality and fine particulate air pollution in summer than in winter: evidence from a heavily polluted region in western Europe. *J Epidemiol Community Health* **61**(2): 146-149.

Nieuwenhuijsen, M. og B. Brunekreef (2008). Environmental exposure assessment Environmental epidemiology - Study methods and application. D. Baker and M. Nieuwenhuijsen. Oxford, England, Oxford University Press.

Norman, R., E. Cairncross, J. Witi og D. Bradshaw (2007). Estimating the burden of disease attributable to urban outdoor air pollution in South Africa in 2000. *S Afr Med J* **97**(8 Pt 2): 782-790.

Ostro, B. (2004). Outdoor air pollution - Assessing the environmental burden of disease at national and local levels. Environmental Burden of Disease, No. 5.

Papadogeorgou, G., M. A. Kioumourtzoglou, D. Braun og A. Zanobetti (2019). Low Levels of Air Pollution and Health: Effect Estimates, Methodological Challenges, and Future Directions. *Curr Environ Health Rep* **6**(3): 105-115.

Peters, A., S. Breitner, J. Cyrys, M. Stolzel, M. Pitz, G. Wolke, . . . H. E. Wichmann (2009). The influence of improved air quality on mortality risks in Erfurt, Germany. *Res Rep Health Eff Inst*(137): 5-77; discussion 79-90.

Pope, C. A., 3rd, R. T. Burnett, M. J. Thun, E. E. Calle, D. Krewski, K. Ito og G. D. Thurston (2002). Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *Jama* **287**(9): 1132-1141.

Pope, C. A., 3rd, M. Cropper, J. Coggins og A. Cohen (2015). Health benefits of air pollution abatement policy: Role of the shape of the concentration-response function. *J Air Waste Manag Assoc* **65**(5): 516-522.

Pope, C. A., 3rd, M. J. Thun, M. M. Namboodiri, D. W. Dockery, J. S. Evans, F. E. Speizer og C. W. Heath, Jr. (1995). Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults. *Am J Respir Crit Care Med* **151**(3 Pt 1): 669-674.

Riojas-Rodriguez, H., U. Alamo-Hernandez, J. L. Texcalac-Sangrador og I. Romieu (2014). Health impact assessment of decreases in PM₁₀ and ozone concentrations in the Mexico City Metropolitan Area: a basis for a new air quality management program. *Salud Publica Mex* **56**(6): 579-591.

- Rosenlund, M., T. Bellander, T. Nordquist og L. Alfredsson (2009). Traffic-generated air pollution and myocardial infarction. *Epidemiology* **20**(2): 265-271.
- Rosenlund, M., N. Berglind, G. Pershagen, J. Hallqvist, T. Jonson og T. Bellander (2006). Long-term exposure to urban air pollution and myocardial infarction. *Epidemiology* **17**(4): 383-390.
- Samoli, E., A. Analitis, G. Touloumi, J. Schwartz, H. R. Anderson, J. Sunyer, . . . K. Katsouyanni (2005). Estimating the exposure-response relationships between particulate matter and mortality within the APHEA multicity project. *Environ Health Perspect* **113**(1): 88-95.
- Schwartz, J. og A. Zanobetti (2000). Using meta-smoothing to estimate dose-response trends across multiple studies, with application to air pollution and daily death. *Epidemiology* **11**(6): 666-672.
- Tang, D., C. Wang, J. Nie, R. Chen, Q. Niu, H. Kan, . . . F. Perera (2014). Health benefits of improving air quality in Taiyuan, China. *Environ Int* **73**: 235-242.
- US EPA. (2009). Integrated Science Assessment (ISA) for Particulate Matter (Final Report, Dec 2009) [Rapport]. Tilgjengelig fra <https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=216546>.
- US EPA. (2010). Quantitative Health Risk Assessment for Particulate Matter (Final report) [Rapport]. Tilgjengelig fra https://www3.epa.gov/ttn/naags/standards/pm/data/PM_RA_FINAL_June_2010.pdf.
- Vichit-Vadakan, N., N. Vajanapoom og B. Ostro (2010). Part 3. Estimating the effects of air pollution on mortality in Bangkok, Thailand. *Res Rep Health Eff Inst*(154): 231-268.
- WHO. (2013). Health risks of air pollution in Europe - HRAPIE project - Recommendations for concentration-response functions for cost-benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide [Rapport]. Tilgjengelig fra http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0006/238956/Health_risks_air_pollution_HRAPIE_project.pdf?ua=1.
- 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.
- WHO. (2016). Health risk assessment of air pollution - General Principles [Rapport]. Tilgjengelig fra http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0006/298482/Health-risk-assessment-air-pollution-General-principles-en.pdf?ua=1.
- Wong, C. M., N. Vichit-Vadakan, N. Vajanapoom, B. Ostro, T. Q. Thach, P. Y. Chau, . . . Z. Qin (2010). Part 5. Public health and air pollution in Asia (PAPA): a combined analysis of four studies of air pollution and mortality. *Res Rep Health Eff Inst*(154): 377-418.
- Yorifuji, T., S. Bae, S. Kashima, T. Tsuda, H. Doi, Y. Honda, . . . Y. C. Hong (2015). Health Impact Assessment of PM10 and PM2.5 in 27 Southeast and East Asian Cities. *J Occup Environ Med* **57**(7): 751-756.
- Aasvang, G. M., M. Låg og P. Schwarze. (2016). Sykdomsbyrde som følge av luftforurensing i Oslo [Rapport]. Tilgjengelig fra <https://www.fhi.no/publ/2016/sykdomsbyrde-luftforurensing-oslo/>.

VEDLEGG 1: Forkortelser

APHEA: Air Pollution and Health: A European Approach

APHENA: Air Pollution and Health: A Combined European and North American Approach

AIC: Akaike informasjonskriterier

BIC: Bayesianske informasjonskriterier

FHI: Folkehelseinstituttet

GBD: Global Burden of Disease

EBoDE: Environmental Burden of Disease in Europe

EEA: European Environmental Agency

ESCAPE: European studies of cohorts for air pollution effects

HEI: Health Effects Institute

HR: Hasard ratio

HRAPIE: Health Risks of Air Pollution in Europe

IHME: Institute of Health Metrics and Evaluation

KI: Konfidensintervall

KOLS: Kronisk obstruktiv lungesykdom

NO₂: Nitrogendioksid

OR: Odds ratio

PM: Particulate Matter

PM₁₀: Partikler med aerodynamisk diameter under 10 µm, dvs. i henhold til den måletekniske definisjonen har 50% av partiklene aerodynamisk diameter mindre enn 10 µm.¹⁷

PM_{2,5}: Partikler med aerodynamisk diameter under 2,5 µm, finfraksjonen, dvs. i henhold til den måletekniske definisjonen har 50% av partiklene aerodynamisk diameter mindre enn 2,5 µm.¹⁷

PM_{10-2,5}: Partikler med aerodynamisk diameter mellom 2,5 og 10 µm, grovfraksjonen, dvs. i henhold til den måletekniske definisjonen har 50% av partiklene aerodynamisk diameter mellom 10 og 2,5 µm.¹⁷

PM_{0,1}: Partikler med aerodynamisk diameter under 0,1 µm, ultrafin fraksjon, dvs. i henhold til den måletekniske definisjonen har 50% av partiklene aerodynamisk diameter mindre enn 0,1 µm.¹⁷

REVIHAAP: Review of Evidence on Health Aspects of Air Pollution

¹⁷ Definisjonene av størrelsesfraksjoner av PM er basert på teknologien som benyttes for å måle størrelsesfraksjonene. Rent måleteknisk tilsvarer en gitt størrelsesfraksjon at 50% av partiklene har mindre aerodynamisk diameter enn terskelen for størrelsesfraksjonen, altså for PM₁₀ har 50 % av partiklene aerodynamisk diameter under 10 µm. På tross av denne definisjonen, som tydeliggjør at størrelsesavgrensningen ikke er eksakt, omtales størrelsesfraksjonene vanligvis som om de var eksakte.

RR: Relativ risiko

US EPA: United States – Environmental Protection Agency (Det amerikanske miljørådet)

WHO: The World Health Organization (Verdens helseorganisasjon)

VEDLEGG 2: Definisjoner og ordforklaring

Absolutt risiko eller **risikorate**n er sannsynligheten for at en begivenhet, tilstand eller sykdom forekommer i en befolkning. Risikoen angis som antall tilfeller delt på antall personer i befolkningen som undersøkes. Dersom det er 10 mennesker i en befolkning på 1000 som dør av en bestemt sykdom, er sannsynligheten for å dø av denne sykdommen 10/1000 eller 0,01 altså 1 prosent.

Akaike informasjonskriterier (AIC) benyttes til å sammenlikne konsentrasjons-responskurver og teste lineariteten til kurvene. Etter at flere modeller er tilpasset datasettet sammenliknes det hvor god kurvetilpasningen er. Dette gjøres ved å evaluere avstanden mellom datapunktene og kurven som er basert på modellen, f.eks. ved hjelp av AIC.

Befolkningsstudier, populasjonsstudier: En andel av en befolkning undersøkes ved at man samler inn data om hvert individ (spørreskjema, 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.

Bayesianske informasjonskriterier (BIC) benyttes til å sammenlikne konsentrasjons-responskurver og teste lineariteten til kurvene. Etter at flere modeller er tilpasset datasettet sammenliknes det hvor god kurvetilpasningen er. Dette gjøres ved å evaluere avstanden mellom datapunktene og kurven som er basert på modellen, f.eks. ved hjelp av BIC.

Cox proporsjonale hasard-modeller: Proporsjonale hasardmodeller beskriver logaritmen til HR som funksjon av start-HR og en lineær kombinasjon av andre forklaringsvariabler. Modellen som benyttes i de fleste studier av sammenhengen mellom langtidseksponering for luftforurensning og dødelighet er Cox proporsjonal hasardmodell. I denne modellen gjør man en antagelse om formen til konsentrasjons-responsfunksjonen. Det vanligste er å anta en lineær sammenheng, men en del studier sammenlikner også ulike former på konsentrasjons-responsfunksjonen.

Døgnmiddel for PM₁₀ eksponering tilsvarer gjennomsnittlig eksponering i løpet av 24 timer.

Effekt mål er et statistisk mål på størrelsen av sammenhengen mellom en eksponering og en helsevirkning. Effekt målet uttrykkes ved estimatet for økt (eller redusert) risiko med tilhørende konfidensintervall. RR, HR og OR er vanlige effekt mål. HR brukes ofte som effekt mål i kohortstudier, når risikoen ikke er den samme over tid.

Global Burden of Disease: Det internasjonale sykdomsbyrdeprosjektet, som koordineres og drives fra IHME, beregner sykdomsbyrde for en rekke sykdommer, skader og risikofaktorer og følger utviklingen fra 1990 og fremover.

Grenseverdiprojektet: Prosjektet ble gjennomført av Miljødirektoratet, Folkehelseinstituttet, Statens vegvesen Vegdirektoratet og Meteorologisk institutt. Forslag til reviderte grenseverdier for svevestøv i Norge ble presentert basert på gjennomføring av kvantitative helserisikovurderinger. Anbefalingene er oppsummert i prosjektrapporten (Miljødirektoratet m.fl. 2020).

Hasard ratio (HR) er omtrent det samme som RR, men benyttes gjerne når risikoen ikke er den samme over tid. Cox proporsjonal hasard-modell benyttes ofte til å beregne HR og tilhørende konfidensintervall.

Helsekonsekvensutredning (eng. health impact assessment) brukes ofte synonymt med helserisikovurdering, men reflekterer en mer omfattende vurdering (WHO 2016). Helsekonsekvensutredninger tar hensyn til et bredt spekter av fordeler og ulemper (inkludert risikofaktorer) som endres som følge av en politikk, et tiltak eller et prosjekt. For eksempel ved planlegging av utbygging av et industriområde i nærheten av boligområder, vil en helsekonsekvensutredning av utbyggingen ikke bare omfatte effekter av luftforurensning og utslipp til luft, men også effekter av støy, samt utslipp som påvirker vannkvalitet og jordsmonn. I tillegg vil arbeidsmuligheter for befolkningen og økonomisk vekst som følge av etablering av industriområdet også kunne inkluderes i utredningen.

Helserisikovurdering (eng. health risk assessment) er en kvalitativ eller kvantitativ vurdering av helserisiko grunnet eksponering for en risikofaktor (f.eks. luftforurensning eller svevestøv). Den kan gjelde tidligere, nåværende og/eller framtidig eksponering for risikofaktoren eller endringer i eksponering som følge av f.eks. politiske tiltak eller endringer i teknologi. Informasjonen som benyttes i helserisikovurdering er vanligvis i) nivået av risikofaktoren, ii) kontakten mellom risikofaktoren og den aktuelle befolkningen (eksponering) og iii) graden av helseskade som knyttes til bestemte eksponeringer. Sykdomsbyrdeberegninger er et eksempel på en kvantitativ helserisikovurdering for en befolkning. Formålet med estimatene fra en helserisikovurdering er at de skal benyttes som grunnlag for avgjørelser. Helserisikovurderinger kan også inngå som en del av helsekonsekvensutredninger, som er en mer omfattende prosess (se beskrivelse ovenfor).

Informasjonsskjevhet blir også kalt for informasjonsbias, dette forekommer når informasjonen som samles inn i en studie ikke reflekterer virkeligheten. For eksempel, hvis informasjon om eksponering samles inn ved hjelp av et spørreskjema, og dette skjemaet ikke klarer å registrere den faktiske eksponeringen. Dette kan gi en over- eller underestimert i forhold til det faktiske eksponeringsnivået, som vil føre til en skjevhet i den estimerte sammenhengen mellom eksponering og helsevirkning.

Kausalitet betyr årsak eller årsakssammenheng, og brukes når man vet at en variabel påvirker en annen variabel, f.eks. ved at en spesifikk eksponering påvirker utviklingen av en sykdom.

Kohort eller en **kohortstudie** er en type befolkningsstudier som følger en befolkning over lengre tid.

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 HR. Det mest brukte konfidensintervallet er 95%.

Konfunderende (forstyrrende) faktorer (eng: confounder) er variabler som både påvirker eksponeringen og helsevirkningen i en studie, og som derfor kan forsterke eller svekke sammenhengen mellom eksponeringen og helsevirkningen. Det kan også vise seg at den observerte sammenhengen faktisk egentlig skyldes den konfunderende faktoren og ikke selve eksponeringen, dvs. en effektforveksling.

'Konstruerte' kurver er en type kurver som benyttes i kvantitative helserisikovurderinger. Disse er ikke direkte basert på en kohort eller meta-analyser, men

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.

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

Kurveforløp er i denne rapporten definert som hele kurvens utseende og omfatter både kurveform og eventuell tilstedeværelse av en terskelverdi.

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).

lag er det engelske ordet for forsinkelse. I denne rapporten brukes det om tidsforsinkelsen som inkluderes mellom eksponering og dødelighet i tidsserieanalysene av døgnmidlet eksponering. Man kan for eksempel analysere sammenhengen mellom eksponering og dødelighet for samme dag (forsinkelse/*lag* 0) eller for eksponering én dag og dødelighet dagen etter (*lag* 1).

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

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 sub-lineær kurve som er mindre bratt i starten (for lave verdier av x) enn lengre ute i kurveforløpet (høyere verdier av x) (se eksempel i figur 4a)

Log-log kurve er en kurve som følger en logaritmisk skala på begge aksene. 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 4a)

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.

Naturlig død tilsvarer alle dødsfall bortsett fra dem som skyldes en voldsom død (drap, selvmord, ulykke el.).

Odds ratio (OR) er et forholdstall. Det beskriver forholdet mellom to odds, altså sannsynligheten for at en gitt hendelse skal inntreffe i forhold til sannsynligheten for at den ikke skal inntreffe. Dersom 100 personer blir utsatt for et giftstoff og 20 av disse får en sykdom, vil oddsen for å få sykdommen være $20/80 = 0,25$. I en tilsvarende gruppe på 100 personer som ikke blir utsatt for giftstoffet (kontrollgruppe) blir 10 syke. Dette gir oddsen $10/90 = 0,11$. Odds ratioer er da forholdet mellom de to oddsene, altså $0,25/0,11 = 2,25$. For sykdommer med sjelden forekomst kan odds ratio benyttes som en tilnærming til relativ risiko.

Prosentiler: Eksponeringsnivåer kan beskrives ved hjelp av **prosentiler**, 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 prosentiler må alle målingene rangeres etter størrelse. For en befolkning på 100 vil **5-prosentilen** 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.

Relativ risiko (RR) er et forholdstall¹⁸. 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. I denne rapporten benyttes begrepet risikoestimat for å betegne effektestimater (som reflekterer enten RR eller HR) for en økning i risiko per $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ økning i svevestøveksponering.

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 $100 \times 100 \text{ m}^2$.

Seleksjonsskjevheter blir også kalt for seleksjonsbias. Dette forekommer når populasjonen i en studie ikke reflekterer den generelle befolkningen. Det kan for eksempel skje hvis spesielle grupper velger å ikke delta i studien, eller hvis en gruppe er spesielt interessert i å delta i studien.

Sensitivitetsanalyser gjøres for å vurdere robustheten i resultatene og evt. som tilleggsanalyser for å gjenspeile at det er usikkerhet i de valg og forutsetninger som legges til grunn i hoved-analysene.

Sosioøkonomiske faktorer er en samlebetegnelse for sosiale og økonomiske forhold som kan påvirke helse, slik som for eksempel utdanning, inntekt og yrkesstatus.

Sub-lineær: en kurve som er mindre bratt i starten (for lave verdier av x) enn lengre ute i kurveforløpet (høyere verdier av x), den blir altså brattere og brattere etter hvert (se eksempel i figur 4a).

Supra-lineær: en kurve som er brattere i starten (for lave verdier av x) enn lengre ute i kurveforløpet (høyere verdier av x) (se eksempel i figur 4a). Log-log kurve er et eksempel på supra-lineær kurveform.

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).

Splines er sammensatte kurver som beskrives av flere del-kurver eller stykkevise kurver som alle er polynomer ($y = ax + bx^2 + cx^3$ er et eksempel på et kubisk polynom). Dette er altså ikke-lineære kurver, og de brukes for å lage lokale glatte kurver mellom to punkter. Deretter kombineres alle del-kurvene til én glatt kurve.

¹⁸ Odds ratio (OR), relativ risiko (RR) og hasard ratio (HR) er ganske like når det er snakk om et sjeldent utfall (forekomst < 10 %) og /eller størrelsen på risikoestimatene er små, og disse størrelsene brukes derfor ofte om hverandre.

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.

Tidsrekkestudie er en kvantitativ metode som brukes for å analysere endringer over tid innenfor et gitt geografisk område. For svevestøveksponering benyttes tidsrekkestudier ofte til å undersøke sammenhengen mellom døgnmidlet eksponering og ulike helseutfall per døgn, for eksempel antall døde per døgn.

Total dødelighet omtales også som 'naturlig død', som reflekterer alle dødsfall unntatt voldsom død, slik som f.eks. ulykker eller selvmord. I denne rapporten benyttes begrepet total dødelighet istedenfor naturlig død.

Årsmiddel for PM₁₀ eksponering tilsvarer gjennomsnittlig eksponering i løpet av ett år.

VEDLEGG 3: De viktigste nasjonale og internasjonale miljøer som arbeider med luftforurensning¹⁹

Nedenfor omtales de største nasjonale og internasjonale miljøene som arbeider med luftforurensning og som regelmessig publiserer helserisikovurderinger og/eller kunnskapsoppsummeringer.

Verdens helseorganisasjon, WHO

Verdens helseorganisasjon (WHO) jobber for å bedre helsetilstanden til verdens befolkning, og organisasjonen er en ledende autoritet i det internasjonale helsearbeidet. WHO driver også med forskning, utvikling, opplæring, faglig bistand og nødhjelp. WHO deles inn i 6 WHO-regioner som hver dekker medlemslandene i tilhørende region. WHO jobber bredt med miljø og helsespørsmål og kommer med anbefalinger for ulike typer miljøeksponeringer inkludert luftforurensning. WHO Europe driver forskning, kunnskapsvurderinger og overvåkning av helserisiko knyttet til luftforurensning i Europa, hvor prosjektene HRAPIE, REVIHAAP og EBoDE har vært sentrale.

Når WHO presenterer sykdomsbyrdeestimer globalt, baserer de seg på samme data og metoder som IHME/GBD (se omtale under).

Institute for Health Metrics and Evaluation (IHME)/Global Burden of Disease (GBD) study
Siden 2007 har IHME ved University of Washington i Seattle, USA, koordinert det internasjonale sykdomsbyrdeprosjektet (GBD study). Prosjektet startet opp som et samarbeidsprosjekt mellom Verdensbanken og WHO, men ble senere og frem til 2007 gjennomført i regi av WHO. GBD er et globalt, deskriptivt epidemiologisk prosjekt, hvor forskere går systematisk og vitenskapelig til verks i et forsøk på å tallfeste helsetap og død fra sykdommer, skader og risikofaktorer etter alder, kjønn, geografisk område og over tid. Fra 1990 til 2010 ble estimer publisert om lag hvert femte år. Fra og med 2015 presenteres estimer på sykdomsbyrde årlig. Siste beregning ble gjort for mer enn 300 helsetilstander, sykdommer og skader samt for nesten 80 risikofaktorer for 195 land. Luftforurensning er en av risikofaktorene som inngår i dette prosjektet, hvor både helsetap og for tidlig død inngår i sykdomsbyrdeberegningene.

European Environmental Agency (EEA)

Det europeiske miljøbyrået (EEA) er et byrå i EU, som har til formål å gi god, uavhengig informasjon om miljøet. EEA innhenter miljøinformasjon fra de enkelte land gjennom det europeiske nettet for miljøinformasjon og miljøobservasjon (Eionet), som er et partnerskapsnettverk av EEA og dets medlems- og samarbeidsland. EEA presenterer årlige rapporter om luftkvalitet i Europa (*Air quality in Europe*) hvor også nasjonale estimer på sykdomsbyrde presenteres.

United States Environmental Protection Agency, US EPA

Det «amerikanske miljøbyrået» (United States Environmental Protection Agency; US EPA) gjennomfører kvantitative helserisikovurderinger omtrent hvert femte til tiende år for å oppdatere de amerikanske grenseverdiene for luftforurensning. Dette innebærer en omfattende systematisk kunnskapsoppsummering (Integrated Science Assessment; ISA) og en kvantitativ risikovurdering (Risk/Exposure Assessment; REA) som bygger på førstnevnte. Disse ble sist gjennomført i henholdsvis 2009 og 2010. En ny revisjon av de amerikanske grenseverdiene for svevestøv ble satt i gang i 2016, men ingen dokumenter

¹⁹ Merk at dette vedlegget er hentet fra rapporten om PM_{2.5} og er uendret (Bølling m. fl., 2018)

er foreløpig publisert. De nyeste ISA- og REA-dokumentene er altså fra henholdsvis 2009 og 2010.

Folkehelseinstituttet

Folkehelseinstituttet (FHI) er et statlig forvaltingsorgan underlagt Helse- og omsorgsdepartementet. FHI skal produsere, oppsummere og kommunisere kunnskap for å bidra til godt folkehelsearbeid og gode helse- og omsorgstjenester. Forskere ved seksjon for luftkvalitet og støy gjennomfører kunnskapsoppsummeringer og helserisikovurderinger i forbindelse med fastsettelse av luftkvalitetskriterier (<https://www.fhi.no/nettpub/luftkvalitet/>) og grenseverdier for uteluft (<http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M129/M129.pdf>). Dette gjøres i samarbeid med Miljødirektoratet.

Senter for sykdomsbyrde ved FHI publiserte for første gang i 2016 en detaljert oversikt over dødelighet og sykkelighet (helsetap) i den norske befolkningen, og endringer som har skjedd fra 1990 og frem mot 2013 (Knudsen m. fl., 2016). I 2017 publiserte FHI en oppdatering med vekt på sykdomsbyrdeutvikling i Norge fra 2005 til 2015 (Knudsen m. fl., 2017). Dette arbeidet gjennomføres i nært samarbeid med det internasjonale sykdomsbyrdeprosjektet *Global Burden of Disease (GBD) Study*, og det er data for Norge fra dette prosjektet som presenteres. Fra og med 2015 har det kommet årlige publiseringer fra GBD-prosjektet, slik at utviklingen i folkehelsen kan følges enda tettere enn tidligere. Dette omfatter nå sykdomsbyrde-beregninger for 249 dødsårsaker, 315 sykdommer og skader, og for 79 risikofaktorer. Luftforurensning er en av disse risikofaktorene. FHI og GBD har nå startet arbeidet med å produsere sykdomsbyrdeanalyser etter norske fylker. Fylkesvise estimater på sykdomsbyrde som følge av luftforurensning vil publiseres først i 2019. I tillegg har forskere ved FHI også gjennomført egne sykdomsbyrdeberegninger med vekt på luftforurensning på oppdrag fra eksterne aktører (Aasvang m. fl., 2016).

VEDLEGG 4: Utfyllende informasjon om statistiske analyser²⁰

Hvordan undersøker man sammenhenger mellom eksponering og helserisiko?

De fleste befolkningsstudier som undersøker sammenhengen mellom årsmidlet PM₁₀- og PM_{2,5}-konsentrasjon og dødelighet bruker overlevelsesanalyse til å beregne hasard ratio (HR). En HR er omtrent det samme som en RR, men benyttes gjerne når risikoen varierer over tid. Proporsjonale hasardmodeller beskriver logaritmen til HR som funksjon av start-HR og en lineær kombinasjon av andre forklaringsvariabler. Modellen som benyttes i de fleste studier er en Cox proporsjonal hasardmodell. I denne modellen gjør man en antagelse om formen til konsentrasjons-responsfunksjonen. Det vanligste er å anta en lineær sammenheng, men en del studier sammenlikner også konsentrasjons-responsfunksjoner med ulike former.

Sammenhengen mellom døgnmidlet eksponering for svevestøv og dødelighet gjøres vanligvis v.h.a. tidsrekkestudier, der en lineær modell beskriver prosentvis endring i dødelighet. Effektmålet presenteres da som prosentvis økning i dødelighet per 10 µg/m³. I studier som analyserer formen på konsentrasjons-responskurven benyttes også ulike ikke-lineære modeller.

Hvordan tester man om konsentrasjons-responskurven er lineær?

De fleste studiene som har undersøkt om det er en lineær sammenheng mellom PM_{2,5}-eksponering og dødelighet har benyttet ulike typer «splines». Splines er en type sammensatt kurve som beskrives av flere del-kurver eller stykkevise kurver som alle er polynomer ($y = ax + bx^2 + cx^3$ er et eksempel på et kubisk polynom). Dette er altså ikke-lineære kurver, og de brukes for å lage lokale glatte kurver mellom to punkter. Deretter kombineres alle del-kurvene til én glatt kurve. Hvert punkt refereres ofte til som en knute, slik at to knuter fører til tre delkurver. For å teste linearitet tilpasses vanligvis både en lineær modell og en eller flere modeller basert på splines til det samme datasettet, og så sammenliknes det hvor god kurvetilpasningen er. Dette gjøres ved å evaluere avstanden mellom datapunktene og kurven som er basert på modellen, vanligvis ved hjelp av Bayesianske informasjonskriterier (BIC) eller Akaike informasjonskriterier (AIC) (Daniels m. fl., 2000, Crouse m. fl., 2012). Hvis tilpasningen til dataene er best for den lineære modellen, konkluderer man med at det er en lineær sammenheng mellom PM_{2,5}-eksponering og dødelighet. Hvis en ikke-lineær modell basert på splines gir den beste tilpasningen, er det en ikke-lineær sammenheng.

²⁰ Merk at deler av dette vedlegget er hentet fra rapporten om PM_{2.5} (Bølling m. fl., 2018)

VEDLEGG 5: Beskrivelse av litteratursøk

Det ble gjort fire enkeltsøk i PubMed for å identifisere artikler som omhandler formen på konsentrasjons-responskurver:

1. PM₁₀; mortality; shape (7 artikler)
2. Thoracic particulate matter; mortality; shape (0 artikler)
3. PM₁₀; mortality; spline* (34 artikler)
4. Thoracic particulate matter; mortality; spline* (1 artikkel)

Resultatene fra søkene var delvis overlappende, og etter at duplikater var ekskludert gjenstod 39 artikler. Disse artiklene ble gjennomgått og vurdert etter følgende kriterier:

- Artiklene skal omhandle års- eller døgnmidlet eksponering for PM₁₀ og dødelighet (total eller sykdomsspesifikk).
- Artiklene skal fokusere spesielt på konsentrasjons-responskurven. En matematisk/statistisk testing av linearitet, formen til konsentrasjons-responskurven eller terskelverdi er inkludert. Artikler som kun presenterer risikoestimer basert på en lineær modell skal ekskluderes.
- Gjennomsnittskonsentrasjonen for PM₁₀ i studien skal være < 45µg/m³ for årsmidlet og < 250µg/m³ for døgnmidlet eksponering (i.e. variasjonsbredden inkludert i denne rapporten)

Etter en kritisk gjennomgang av artiklene basert på disse kriteriene ble kun 3 artikler inkludert i oppsummeringen av enkeltstudier (Daniels m. fl., 2000, Schwartz og Zanobetti, 2000, Nawrot m. fl., 2007). I tillegg ble 2 artikler funnet i referanselisten til en rapport fra HEI (Dominici m. fl., 2002, Samoli m. fl., 2005). I tillegg til enkeltstudiene kom også 5 rapporter finansiert av det amerikanske «Health Effects Institute» (HEI) frem i søket (Katsouyanni m. fl., 2009, Peters m. fl., 2009, Kan m. fl., 2010, Vichit-Vadakan m. fl., 2010, Wong m. fl., 2010). For disse omfattende rapportene er det kun gjort en overordnet vurdering.

Alle artiklene fra dette innledende søket omfattet døgnmidlet eksponering for PM₁₀, det var derfor nødvendig å gjennomføre et supplerende søk for å finne studier som omhandlet årsmidlet eksponering for PM₁₀:

5. ((Annual PM₁₀; Mortality)NOT daily)NOT short-term) (58 artikler)

En innledende gjennomgang av søket viste at de relevante artiklene kunne deles i to grupper; en som inkluderte kohortstudier som kunne inneholde informasjon om risikoestimer for årsmidlet PM₁₀ eksponering og dødelighet (10 artikler) og en som inkluderte kvantitative helserisikovurderinger (15 artikler). Den siste gruppen av artikler ble gjennomgått med tanke på innhenting av informasjon om konsentrasjons-responskurver benyttet i helserisikovurderingene.

De 10 artiklene i den første gruppen ble gjennomgått og vurdert etter følgende kriterier:

- Artiklene skal omhandle årsmidlet eksponering for PM₁₀ og dødelighet (total eller sykdomsspesifikk).
- Gjennomsnittskonsentrasjonen for årsmidlet PM₁₀ i studien skal være < 45µg/m³

Basert på disse kriteriene ble 6 artikler inkludert i oppsummeringen av enkeltstudier (Rosenlund m. fl., 2006, Rosenlund m. fl., 2009, Beelen m. fl., 2014, Beelen m. fl., 2014, Bentayeb m. fl., 2015, Dehbi m. fl., 2017)

De 15 artiklene i den andre gruppen ble gjennomgått og vurdert etter følgende kriterier:

- Artiklene skal gjennomføre kvantitative helserisikovurderinger for årsmidlet eksponering for PM₁₀ og dødelighet (total eller sykdomsspesifikk).

Basert på disse kriteriene ble 8 artikler som gjorde helserisikovurderinger for årsmidlet PM₁₀ eksponering inkludert i oppsummeringen (Norman m. fl., 2007, Riojas-Rodriguez m. fl., 2014, Tang m. fl., 2014, Yorifuji m. fl., 2015, Fouladi Fard m. fl., 2016, Bulejko m. fl., 2017, Castro m. fl., 2017, Kihal-Talantikite m. fl., 2018).

September 2021

Postboks 4404 Nydalen

NO-0403 Oslo

Telefon: 21 07 70 00

Rapporten kan lastes ned gratis fra

Folkehelseinstituttets nettsider

www.fhi.no