



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2019 30 stp

Fakultet for landskap og samfunn
Institutt for folkehelsevitenskap

Helsekonsekvenser av langtidseksponering for svevestøv (PM₁₀), og effekten av eksponeringsreduserende tiltak

En kasusstudie av forurensningssituasjonen i Narvik

Ragnhild Kristoffersen

Master i Folkehelsevitenskap

Forord

Denne masteroppgaven ble til på bakgrunn av en interesse for, og et ønske om, å lære mer om epidemiologiske metoder og geografiske informasjonssystemer, i kombinasjon med en stor interesse for human miljøkjemi, og spesielt innen området luftforurensning og dens påvirkning på menneskers helse.

Arbeidet med masteroppgaven har vært utfordrende, krevende og til tider frustrerende, men også artig, spennende og særdeles lærerikt – på flere områder enn jeg hadde forventet. Luftforurensning generelt, og dens betydning for human helse og folkehelsearbeid er komplekst. Dette har i tillegg til økt kunnskap innen feltet, gitt anledning til selvutvikling og refleksjon rundt temaet.

Først vil jeg rette en stor takk til min hovedveileder Geir Aamodt ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet for veiledning og støtte, og ikke minst for sin positive innstilling og tålmodighet gjennom hele prosessen. En stor takk rettes også til Cathrine Kristoffersen ved plan- og miljøavdelingen i Narvik kommune, som gjorde at oppgaven i det hele tatt kunne gjennomføres, og som bidro til at jeg fikk tilgang til nødvendig materiale. Videre vil jeg takke Scott Randall og Janne Berger fra COWI AS for tilgang til luftforurensningsdata og deres behjelpelighet med spørsmål. Jeg vil også benytte anledningen til å nevne «narvingene» Vegard Jæger og min egen far – en stor takk til dere, for vært deres unike bidrag! Sist, men ikke minst, vil jeg takke familie og venner som har støttet meg gjennom hele prosessen, deriblant mine fantastiske medstudenter fra vi-som-kupper-møterom-gruppen!

Ragnhild Kristoffersen
Ås, 2019

Sammendrag

Bakgrunn: Utendørs luftforurensning er stor folkehelseutfordring. Det er i dag sterk evidens for at eksponering for at svevestøv kan føre til negative helseeffekter. Et stort antall studier har vist assosiasjoner mellom eksponering for PM₁₀ og dødelighet av hjerte- og karsykdom og utvikling av lungekreft. I 2016 hadde Narvik by overskridelser av grenseverdier for svevestøvs-komponenten PM₁₀. Dette medførte at Narvik satt i gang en omfattende tiltaksutredning med tiltaksplan for å redusere lokal luftforurensning. Formålet med denne studien er var undersøke andelen forventede dødsfall av hjerte- og karsykdommer, og andelen som utvikler lungekreft, som følge av eksponering for PM₁₀ i Narvik. Videre var målet å beregne effekten av et eksponeringsreducerende tiltak på dødelighet og sykkelighet tilskrevet PM₁₀.

Metode: Det er benyttet luftforurensningsdata fra COWI AS, og brukt geografisk informasjonssystem til å beregne eksponering av PM₁₀-nivåer for hvert adressepunkt i Narvik. Risikoestimer er hentet fra epidemiologisk forskningslitteratur. Deretter har andelen dødelighet og sykkelighet tilskrevet eksponering for PM₁₀ i Narvik blitt beregnet.

Resultat: Beregnede verdier av PM₁₀ var lavere enn for året 2016, og den tilskrivbare andelen av dødelighet og sykkelighet som følge av PM₁₀-eksponering var lav. Videre viste resultatene at en tiltak for å redusere PM₁₀-konsentrasjoner, hadde stor effekt på dødelighet og sykkelighet tilskrevet PM₁₀.

Abstract

Background: Environmental air pollution poses serious challenges to human health. There is sufficient evidence related to exposure of particulate matter and adverse health outcomes. Several studies indicate associations between PM₁₀ and cardiovascular mortality and incidence of lung cancer. In 2016, Narvik city had concentrations of PM₁₀ exceeding the Norwegian air quality standards and conducted an action plan to reduce local air pollution. The aim of this study was to estimate cardiovascular and lung cancer outcome attributable to long-term exposure of PM₁₀, and further calculate the effect of reductions in PM₁₀ concentrations due to mitigation actions.

Methods: Data on concentrations of PM₁₀ was obtained from COWI AS. Geographic information systems were used to calculate the concentration of PM₁₀ at each of the addresses in Narvik. Relative risk estimates were conducted from epidemiological literature. Subsequently I calculated the number of expected cases of morbidity and mortality attributable to exposure of long-term concentrations of PM₁₀, and the effect of an

Results: The estimated concentrations of PM₁₀ were lower than levels reported for the year of 2016, and the attributable portions of mortality and morbidity were estimated as low. Furthermore, the results showed that a reduction in PM₁₀-levels would play a big role for health effect attributable to PM₁₀.

Innhold

Forord.....	i
Sammendrag.....	ii
Abstract	iii
1.0 INNLEDNING	1
1.1 Bakgrunn	1
1.2 Studiens formål og problemstilling	3
1.2.1 Begrepsavklaring.....	4
1.2.2 Presiseringer og avgrensninger for studien	5
1.3 Videre disposisjon	5
2.0 TEORETISK OG EMPIRISK RAMMEVERK	6
2.1 Lokal luftforurensning.....	6
2.1.1 Svevestøv og mekanismer for helse	7
2.1.2 Faktorer for eksponering av svevestøv.....	10
2.1.3 Grenseverdier og målsettinger.....	11
2.2 Sammenhengen mellom langtidseksponering av PM ₁₀ og helseutfall.....	14
2.2.1 Tidlig død (alle årsaker)	16
2.2.2 Hjerte- og karsykdommer.....	17
2.2.3 Iskemisk hjertesykdom.....	19
2.2.4 Lungekreft	20
2.4.5 Effekten av PM på sårbare grupper, og betydningen av konfunderende faktorer	21
2.3 Folkehelsearbeidets rolle i arbeidet med luftforurensning	23
2.3.1 Kommunens rolle som forurensningsmyndighet.....	24
2.4 Oppsummering	28
3.0 MATERIALE OG METODE.....	29
3.1 Studiedesign	29
3.2 Litteratursøk	30
3.3 Narvik, studiepopulasjon og prosjektområde	31
3.4 Luftforurensningsdata	33
3.5 Effektestimater	35
3.6 Geografiske analyser	37
3.7 Ethiske vurderinger	40
4.0 RESULTATER	41
4.1 Resultater fra eksponeringsberegninger	41
4.2 Resultater fra beregninger av tilskrivbare andeler, og forventet effekt av tiltak 1	43
5.0 DISKUSJON	45

6.0 OPPSUMMERING OG KONKLUSJON	48
REFERANSER	49
VEDLEGG	55

1.0 INNLEDNING

Narvik er en by i Norland fylke som i 2016 fikk pålegg fra Miljødirektoratet om å utarbeide en tiltaksutredning for lokal luftkvalitet etter at luftmålinger i Narvik sentrum viste 32 overskridelser av døgnmidlet konsentrasjon for svevestøvskomponenten PM₁₀. Tillatte antall overskridelser for et kalenderår er 30. Om luftforurensning har vært et problem over lengre tid vet man ikke. I 2016 var første gang det ble gjort årlige målinger av luftkvaliteten i Narvik. Utredningen skulle kartlegge dagens forurensningsnivåer, og gi grunnlag for bestemmelser av eventuelle tiltak for å sikre fremtidig god luftkvalitet for befolkningen. Tiltaksutredningen ble ferdigstilt våren 2019.

Et stadig større kunnskapsgrunnlag om sammenhengen mellom luftforurensning og helseeffekter har bidratt til et økende fokus på tiltak for å forebygge og redusere helseskadelig luft. Å forebygge luftforurensning kan ha stor betydning for å bedre folkehelsen. Det vil kunne bidra til å hindre noen av de største folkesykdommene vi har i dag, og vil kunne minske andelen av for tidlig død. Ikke minst vil det kunne øke antall gode leveår og vil kunne bedre livskvalitet på individnivå. I Helsedirektoratets forslag til den nye folkehelsemeldingen – *Gode lit i et trygt samfunn* – som ble utgitt i mai i år -, oppfordret Helsedirektoratet til innsats for å styrke kunnskapsgrunnlaget om effekten av ulike forurensningsreducerende tiltak. Videre konstaterte de et at det er behov for mer kunnskap om helsekonsekvenser av ulike eksponeringsnivåer, spesielt for lave konsentrasjoner vi finner i norske byer og tettsteder (Helsedirektoratet, 2018).

I denne masteroppgaven er det effekten av tiltak for å redusere forurensning i luft som adresseres. I en kasestudie av Narvik, vil jeg undersøke helsekonsekvenser av langtidseksponering for svevestøvskomponenten PM₁₀, og videre beregne hvilken effekt forurensningsreducerende tiltak har på forekomsten av helseutfall.

1.1 Bakgrunn

Ifølge Verdens helseorganisasjon (WHO) er luftforurensning den største miljøårsaken til sykdom og for tidlig død i verden i dag (World Health Organization, 2018a). Resultater fra det internasjonale sykdomsbyrdeprosjektet Global Burden of Disease (GBD) viser at i 2015 forårsaket forurenset luft rundt 6,5 millioner dødsfall på verdensbasis. Hovedandelen av disse tilskrives svevestøv i uteluft med 4,2 millioner dødsfall årlig, og anslås dermed å være årsak

til flere dødsfall enn fedme (4,0 millioner), alkohol (2,3 millioner) og trafikkulykker (1,4 millioner) (Landrigan et al., 2018).

Luftforurensning er også en utfordring i Norge. Flere norske byer og tettsteder overskrider grenseverdier og målsettinger av i hovedsak svevestøv (PM) og nitrogendioksider (NO₂) som er nedfelt i lovverk og retningslinjer (Miljødirektoratet, 2019b). Resultater fra sykdomsbyrdeprosjektet i Norge viser at luftforurensning i form av svevestøv forårsaket mer enn 1100 for tidlige dødsfall i 2016 (Øverland et al., 2018), og regnes blant de ti største risikofaktorene som bidrar mest til dødelighet og sykdom i Norge (Folkehelseinstituttet, 2018a).

Et stort antall befolkningsstudier fra hele verden gir sterk støtte til at en rekke dødelighets- og sykkelighetsutfall kan knyttes til PM₁₀. Effekter på hjerte-, kar- og luftveissykdommer er mest undersøkt og det er for disse sykdommene man i dag klarest ser en sammenheng, hvor langtidseksposering er koblet til høyere risiko for å utvikle sykdom og tidlig død enn korttidseksposering (Folkehelseinstituttet, 2018d). Nyere kohortstudier fra Nord-Europa og Skandinavia har vist signifikante funn for langtidseksposering av PM₁₀ og effekter på hjerte- og karsykdommer og risiko for dødelighet (Cai et al., 2018; Fischer et al., 2015; Hansell et al., 2016; Hvidtfeldt et al., 2019). For hjerte-kar-sykdommer er det spesielt undergruppen iskemiske hjertesykdommer som bidrar mest til for tidlig død som følge av PM₁₀ (Zhao et al., 2017). PM₁₀ har også blitt anerkjent som en viktig risikofaktor for utvikling av lungekreft, og ble i 2013 klassifisert av det internasjonale kreftforskningsinstituttet (IARC) som kreftfremkallende for mennesker (Loomis et al., 2013).

I Norge er sykdomsbilde dominert av ikke-smittsomme sykdommer i form av hjerte- og karsykdommer, kreft, kols og diabetes, og disse sykdommene forårsaket omtrent 87 prosent av den totale sykdomsbyrden i 2016. Hjerte- og karsykdommer var den hyppigste dødsårsaken etterfulgt av kreft (Øverland et al., 2018). Samlet medfører disse folkesykdommene mye lidelse for mange, og betydelige helse- og omsorgsutgifter for samfunnet (Helsedirektoratet, 2018).

Lancet-kommisjonene på forurensning og helse hevder i sin siste oppdatering at, gitt beviset på helseeffektene av luftforurensning, og omfanget av folkehelseeffekten av denne miljørisikofaktoren, har tiltak for å redusere eksponering for luftforurensning og forbedre luftkvaliteten et enormt potensial for å beskytte helsen og bidra til å redusere belastningen av ikke-smittsomme sykdommer (Landrigan et al., 2018). Det er gjennom godt folkehelsearbeid

og arealplanlegging at man kan forebygge luftforurensning og dermed de viktigste folkesykdommene i Norge

1.2 Studiens formål og problemstilling

I tiltaksutredningen for lokal luftkvalitet i Narvik ble konsentrasjoner av PM_{10} og NO_2 i Narvik by og omegn for året 2017 kartlagt. Videre ble det estimert et fremtidig scenario for året 2022 hvor konsentrasjoner av forurensning i luften med og uten forurensningsreducerende tiltak ble beregnet. På dette grunnlag ble det kommet med anbefalinger om hvilke tiltak som burde iverksettes, hvor ett av tiltakene var å legge europavei 6 som går gjennom Narvik sentrum i tunnel.

I denne studien, er temaet rettet mot de *helsemessige* konsekvensene av luftforurensningen i Narvik. Formålet med studien er å undersøke helsekonsekvenser som kan tilskrives langtidseksponering for PM_{10} i form av andelen forventede dødsfall av alle årsaker, dødsfall av hjerte- og karsykdommer samlet, dødsfall av iskemisk hjertesykdom og andelen som forventes å utvikle lungekreft. Videre vil jeg undersøke hvilken effekt eksponeringsreducerende tiltak som tunnel, har for helseutfall tilskrevet PM_{10} i et fremtidig scenario for året 2022.

På bakgrunn av dette har masterprosjektet følgende problemstillinger:

- *Hvor stor del av sykkelighet og tidlig død i Narvik kan tilskrives langtidseksponering av PM_{10} ?*
- *Hvilken effekt kan et forurensningsreducerende tiltak ha på forekomsten av helseutfall tilskrevet PM_{10} ?*

Første problemstilling søker å belyse helsemessige utfall av dagens PM_{10} -konsentrasjoner i Narvik. Dette vil gi kunnskap om hvilke verdier av ulike helseutfall som kan forventes basert på de konsentrasjonsnivåene av PM_{10} man finner i dag, og sådan bidra til kunnskap om det er en reell helseskadelig luft i Narvik. Den andre problemstillingen undersøker i hvor stor grad et tiltak som bygging av tunnel, vil føre til en endring av andelen dødelighet og sykkelighet tilskrevet PM_{10} -nivåer. Siden tiltaket ikke er blitt iverksatt i virkeligheten, regnes dette i en framskrevet situasjon for året 2022. Dette kan bidra til kunnskap om virkningen av spesifikke tiltak rettet mot luftforurensning, og videre være til hjelp i fremtidig planlegging for Narvik kommune.

Et sekundært mål med studien er et ønske å gi innsikt i, og en bedre forståelse, av hvordan planleggingsprosesser gir implikasjoner på folkehelsen.

Som grunnlag for beregningene er det benyttet estimerte eksponeringsverdier av svevestøvs-komponenten PM₁₀ for Narviks befolkning for året 2017, og verdier for et fremtidig scenario med og uten tiltak for året 2022. Beregningene av eksponering er gjennomført av COWI AS i perioden 2018-2019 forbindelse med tiltaksutredningen for Narvik kommune. Videre er det benyttet insidensrater for dødelighet og sykkelighet fra kommunehelse statistikkbank. Beregningene av antall dødsfall og antall tilfeller av lungekreft er basert på risikoestimer hentet fra epidemiologisk forskningslitteratur, og utfallene er valgt på bakgrunn av empirisk støtte fra eksisterende forskning.

Oppgaven vil bli sendt til plan- og miljøavdelingen ved Narvik kommune.

1.2.1 Begrepsavklaring

Problemstillingene inneholder noen sentrale begreper som avklares i det følgende.

Ordet *eksponering* er her ment som den mengden luftforurensning en person blir utsatt for i form av ytre konsentrasjoner av PM₁₀ i luften. *Langtidseksponering* er eksponering av den gjennomsnittlige konsentrasjonen av PM₁₀ over ett år.

Tidlig død er i Norge definert som dødsfall før 75 år (Folkehelseinstituttet, 2019b), og vil her ha lik betydning som dødelighet (mortalitet), som er insidensen av død. Tidlig død beskriver dermed andelen som dør før fylte 75 år innen et gitt tidspunkt. Begrepene «tidlig død» og «dødelighet» vil i denne oppgaven ha lik betydning om ikke annet er nevnt.

Sykkelighet er synonymt med morbiditet, og beskriver dermed andelen med en gitt sykdom i en befolkning på et gitt tidspunkt (Webb, Bain & Page, 2017).

Både sykkelighet og tidlig død er i denne oppgaven gitt som insidensrater, og indikerer antall nye tilfeller av sykkelighet eller tidlig død i Narviks befolkning i løpet av ett år.

1.2.2 Presiseringer og avgrensninger for studien

I studien er det foretatt avgrensning når det gjelder aspekter og områder som er relevante for oppgavens problemstillinger og tema. Avgrensningene begrunnes i hovedsak av tidshensyn og datagrunnlag.

Utarbeidelsen av tiltaksutredningen for Narvik kommune har foregått parallelt med utarbeidelsen av denne oppgaven. Datagrunnlag har blitt tilsendt underveis, og beslutninger har blitt tatt løpende. For det første fokuserer jeg kun på forurensningskomponenten PM₁₀, fordi det er denne komponenten som er vist å være den største miljøutfordringen for Narvik i fremtiden. For NO₂, viste utredningen at nivåene lå godt under grenseverdiene for dagens situasjon, og vil synke ytterligere i fremtiden, og anses dermed ikke som en like stor trussel mot befolkningens helse for Narvik.

Jeg vil presisere at tiltak rettet mot PM₁₀ også vil føre til reduksjon av andre forurensende komponenter som er viktig for å forklare sykkelighet og død. Helseeffekten av tiltak vil derfor være større enn på helseutfall som kun er tilskrevet PM₁₀. Videre ser jeg på den tilskrivbare andelen for hele befolkningen samlet, og tar ikke holdepunkter for at noen grupper eller individpersoner, som eldre, barn og gravide, kan ha andre utfall enn befolkningen som helhet.

1.3 Videre disposisjon

Innledningsvis er bakgrunnen og formålet med studien forklart. Videre i oppgaven vil først utdypende rammeverk for bakgrunn, metode og diskusjon beskrives. Deretter vil materiale og metoden som er brukt redegjøres for, og til slutt vil resultater presenteres følgende av en diskusjon om funn og metode.

2.0 TEORETISK OG EMPIRISK RAMMEVERK

I dette kapitlet beskrives den kontekstuelle rammen som gir grunnlag for bakgrunn, metode og diskusjon. Kapitlet er tre-delt.

I første del rettes oppmerksomheten mot lokal luftforurensning i Norge, med videre fokus på mekanismene for svevestøv som ligger til grunn for humane helseeffekter. Deretter vil grenseverdier og målsettinger som legger føringer for norsk luftkvalitet gjennomgås.

I andre del presenteres eksisterende forskningslitteratur på sammenhengen mellom langtidseksponering av PM₁₀ og spesifikke helseutfall. Dette har gitt grunnlag for utvelgelse av risikoestimatene som er brukt til å beregne antall sykkelighet og dødelighet i Narviks befolkning.

I siste del går jeg inn på hvilken betydning der kommunale folkehelsearbeidet har for å forebygge skadelig luftforurensning, og betydningen av prinsippet om «helse i alt vi gjør».

Til slutt gis en oppsummering av de viktigste punktene fra rammeverket.

2.1 Lokal luftforurensning

Luftforurensning kan defineres som «tilstedeværelse av partikler, gasser eller stoffer i luften i så store mengder at det kan påvirke menneskers helse og trivsel, eller være til skade for klima, dyr, planter, materialer eller andre deler av omgivelsene» (Bell & Samet, 2016).

Norsk institutt for luftforskning (NILU) oppgir at de mest aktuelle luftforurensende stoffene i Norge er svevestøv (PM), nitrogendioksid (NO₂), svoveldioksid (SO₂), karbonmonoksid (CO), bakkenært ozon (O₃) og benzen (C₆H₆). Av disse er det svevestøv og nitrogendioksider som bidrar mest til lokal luftforurensning, og som har størst betydning for befolkningens helse (Norsk institutt for luftforskning (NILU), u.å.).

Den største kilden til lokal luftforurensning i dag er fra veitrafikk, hvor utslipp fra eksos, og slitasje fra vei-, dekk-, og veibane er dominerende kilder. Utslipp fra industri- og havneområder er også viktige kilder flere steder, samt vedfyring spesielt på vinterstid (Folkehelseinstituttet, 2017c).

Norge ble i 2015 dømt av EFTA-domstolen for ikke å ha oppfylt EØS-direktivet om lokal luftkvalitet: flere av landets byer hadde for høy luftforurensning i tidsperioden 2009-2012 (Klima- og miljødepartementet, 2016a). De siste årene har man derimot sett en sterk nedadgående trend i antall overskridelser, og i 2018 holdt alle kommuner seg innenfor grenseverdien av NO₂. For PM₁₀ var det kun et par steder med overskridelser av årsmiddelkonsentrasjoner av denne. Nedgangen forklares av kraftig utslippsreduksjon fra biltrafikk som følge av nyere motorteknologi med blant annet lavere utslipp fra fossilt drivstoff og at flere kjører el- og hybridbiler. I tillegg anses bedret teknologi for oppvarming av hus, og tilrettelegging av mer miljøvennlige gater som innføring av bilfrie områder og flere gang- og sykkelveier, som viktige faktorer (Miljødirektoratet, 2019a). Miljødirektoratet påpeker at det er nødvendig å se på nivåene over tid for å kunne si noe om utviklingen går i riktig retning. Ifølge tall fra Statistisk sentralbyrå er det flere som kjøper bil, og vi kjører stadig mer og lenger (Statistisk sentralbyrå, 2018). Dette medfører økt oppvirvling av veistøv og slitasje fra veibane, dekk og bremses. Disse faktorene påvirkes ikke av ny teknologi, og bidrar spesielt til utslipp av svevestøv. Miljødirektoratet oppgir at det derfor er viktig å jobbe videre med gode langsiktige tiltak (Miljødirektoratet, 2019a).

Lokal luftforurensning er et komplekst problemområde som kjennetegnes av mange utslippskomponenter, sammensatte miljø- og helsevirkninger, en rekke myndigheter og ulike virkemidler. I det følgende vil fokus være på svevestøvs-komponenten PM₁₀, hvor mekanismene for helsevirkninger og faktorer for eksponering av PM vil beskrives. Deretter vil det som legger føringer for lokal luftforurensning i Norge redegjøres for.

2.1.1 Svevestøv og mekanismer for helse

Svevestøv betegnes som PM (particulate matter, norsk: partikulært materiale), og er en kompleks blanding av kjemiske forbindelser som kan holde seg svevende i luft.

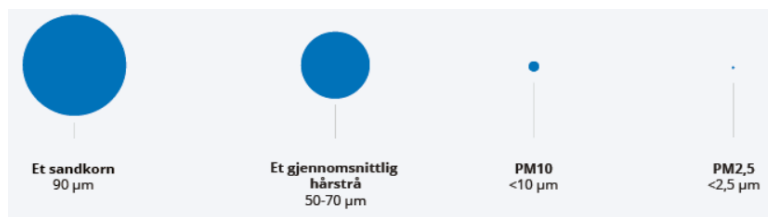
Helseeffektene oppstår i hovedsak når vi puster inn disse partiklene (Bell & Samet, 2016).

PM kategoriseres vanligvis ut fra størrelsen på den aerodynamiske diameteren til partikkelen, som er noe forskjellig fra den geometriske diameter ved at den baserer seg på hvordan partikkelen beveger seg gjennom luft (hastighet) og partikkelens egenvekt, siden partikkelen i virkeligheten ikke er kuleformet. Partikler med ulik form og størrelse, men med lik egenvekt og hastighet vil ha samme aerodynamiske størrelse. Motsatt vil ulik egenvekt gi ulik aerodynamisk diameter på partikler som geometrisk sett er identiske (Bell & Samet, 2016).

Helserisiko er i all hovedsak blitt assosiert for partikler med en aerodynamisk diameter på 10 μm eller mindre, og har betegnelsen PM_{10} . Det er vanlig å skille mellom grovfraksjonen $\text{PM}_{10-2,5}$ (partikler mellom 2,5 og 10 μm), finfraksjonen $\text{PM}_{2,5}$ (partikler mindre enn 2,5 μm), og ultrafine fraksjoner (UFP) som $\text{PM}_{0,1}$ (partikler mindre enn 0,1 μm) (Bell & Samet, 2016). Partikler som inngår i betegnelsen PM_{10} , inkluderer alle fraksjoner mindre enn 10 μm , hvor $\text{PM}_{2,5}$ -fraksjonen generelt inneholder mellom 50 og 70 % av massen i PM_{10} . Ultrafine partikler ($\text{PM}_{0,1}$) bidrar vanligvis til en brøkdel av den totale massen, mens de dominerer i partikkelantall (Newby et al., 2014).

Fysiske egenskaper til partiklene som størrelse, form, tetthet og kjemisk sammensetning, og fysiske egenskaper hos mennesker som underliggende helse og aktivitetsnivå, er av stor betydning for partiklenes evne til å forårsake helseskade. Disse egenskapene samlet påvirker både hvor dypt partiklene kan inhaleres i luftveiene og hvilke regioner i lungene partiklene deponeres og avsettes (Bell & Samet, 2016; K.-H. Kim, E. Kabir & S. Kabir, 2015). Forenklet kan man si at jo mindre en partikkel er, jo lengre ned i luftveiene vil den gå. Partikler mellom 5 og 10 μm kan komme ned i trakeal- og bronkialområdet og bidra til skade på luftveiene. Partikler mindre enn ca. 5 μm kan deponeres i alveoler (lungeblærene) og påvirke gassutvekslingen. I tillegg kan de trenge gjennom alveolene og komme over i sirkulasjonssystemet, og videre påvirke ulike indre organsystemer via blodstrømmen (K.-H. Kim et al., 2015).

Figur 1: Visuell fremstilling av størrelsesforhold for PM (Miljødirektoratet, u.å.).



I grovfraksjoner dominerer mekanisk genererte partikler, typisk fra slitasje fra veibane, dekk og bremses, som kan være rik på mineraler og inneholde mye metaller, samt biologisk materiale som pollen og rester fra mikroorganismer. Både metaller og biologisk materiale har vist å kunne gi negative helseeffekter (K. Y. Kim, E. Kabir & S. Kabir, 2015). I en ny studie som så på hvordan metaller fra PM_{10} påvirket lungevev, fant de at 6 av 11 metaller forårsaket toksisitet (Yuan et al., 2019).

I finfraksjoner dominerer partikler fra forbrenningsprosesser, og består i stor grad av en karbonkjerne koblet til kondenserte hydrokarboner som polisykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), i tillegg til andre stoffer (figur 2). Flere PAH er kjent som kreftfremkallende, og mistenkes for å være en viktig årsak til utvikling av lungekreft (Bell & Samet, 2016; K. Y. Kim et al., 2015).

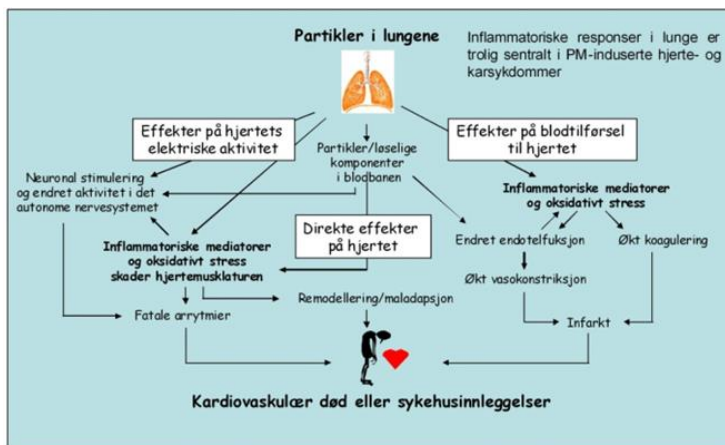


Figur 2: Eksempel på innhold til en partikkel dannet under forbrenningsprosesser. Størrelsen av komponentene i figuren angir ikke mengdeforhold eller betydning for helse.

(Schwarze, Låg & Refsnes, 2004).

De patiofysiologiske mekanismene som ligger til grunn for de skadelige effektene av PM er enda ikke helt identifisert, men en systemisk reaksjon med inflammasjon og oksidativt stress anses som hovedfaktorer. Det vises også til endringer i metabolitter som stresshormoner, insulin, glukose, aminosyrer og lipider (Brook et al., 2010; Kelly & Fussell, 2017; Li et al., 2017) (Du, Xu, Chu, Guo & Wang, 2016). For iskemiske hjertesykdommer er det særlig mekanismene som bidrar til økt blodtrykk som ser ut til å spille en viktig rolle (Zhao et al., 2017), mens for lungekreft det i tillegg til PAH, antatt at innvirkning på DNAet som følge av oksidativ stress har en viktig funksjon (Kim, Shim, Park & Lee, 2018).

Figur 3: Forenklet oversikt over mekanismer for helseeffekter av partikler for hjerte- og karsykdommer (Folkehelseinstituttet, 2017c).



2.1.2 Faktorer for eksponering av svevestøv

Eksponering av luftforurensning på populasjonsnivå og individuelt nivå avhenger av blant annet partikkelens egenskaper, tidsmønster av utslippskilder, topografi og værforhold. For eksempel varierer utslippene fra luftforurensning fra trafikken med daglige sykluser i trafikkintensitet sammen med værmønster som igjen er avhengig av sesong. I tillegg har variasjoner i temperatur og nedbør en viktig rolle for mengden partikler i luften rundt oss. Spredningen av partikler fra kildene er videre avhengig partikkelens atmosfæriske levetid, altså hvor lenge den vil holde seg svevende i luft, som igjen er avhengig av størrelsesfraksjon og vind. Grovfraksjonen $PM_{10-2,5}$ kan holde seg svevende i minutter og timer, og vil i hovedsak være konsentrert rundt kildene, mens finere fraksjoner som $PM_{2,5}$ kan holde seg svevende i dager og uker, og dermed få en mye større spredningsevne enn grovfraksjonen, avhengig av vindstyrke og vindretning. Andre forhold som påvirker spredningsevnen og mengde forurensning i et gitt område, er omgivelsene og det fysiske bygde miljøet. Vegetasjon og vannflater kan binde støv, og bidra til mindre forurensning, mens bygninger kan virke som barrierer for partikler eller føre til nedslagseffekter. Dette kan gjøre at nivåene av PM i byer kan variere innen meter (Bell & Samet, 2016; Brook et al., 2010; Folkehelseinstituttet, 2017c).

Den personlige eksponeringen av luftforurensning er i høy grad avhengig av menneskers livsmønstre, som hvordan man bor, jobber og ferdes i det daglige liv. Geografisk beliggenhet av bosted, type arbeidssted og måten man reiser eller pendler på, bidrar til variasjon i den individuelle eksponeringen. For eksempel er det ved hjelp av individuelle eksponeringsmålere observert variasjon i eksponering når man sammenligner gange med sykling, og når man sammenligner bil med offentlig transport som buss, i samme område (de Hoogh et al., 2014). Teknikker som er basert på slike individuelle eksponeringsmålinger er vanskelig å la seg gjennomføre i epidemiologiske befolkningsstudier som inkluderer store mengder deltakere. Dette gjør at reelle personlige eksponeringsnivåer for svevestøv er problematisk å beregne. Den enkeltes aktivitet og oppholdstid i forurensende områder kan variere betydelig gjennom en dag. Imidlertid har ulike eksponeringsmodeller vist å fange opp nivåer ved boligadresser som er relativt like de som er målt ved personlig overvåking. Dette kan gi mer reelle resultater av helseeffekter for langtidseksponering enn for korttidseksponering (de Hoogh et al., 2014).

Det kan nevnes at metodikken som ligger bak flere epidemiologiske studier er basert på Land-use-regression (LUR-modellering) (Eeftens et al., 2012). I denne teknikken tilpasser man en statistisk modell for hvordan ulike komponenter som PM_{10} og NO_2 avhenger av stedfestede

variabler som avstand til vei, befolkningstetthet osv. Ulike spredningsmodeller (DM: dispersion models) er også mer og mer brukt, og bruker informasjon om reell meteorologi og utslippskilder til å kartlegge hvor forurensningen sprer seg ved hjelp av fysiske, kjemiske og matematiske lover (Leelossy et al., 2014).

Til tross for et stort spekter av ulike modeller for å beregne eksponering, viser studier på feltet at det er behov for å utvikle enda mer nøyaktige eksponeringsmodeller enn de som brukes i dag (de Hoogh et al., 2014; Fallah-Shorshani, Shekarrizfard & Hatzopoulou, 2017).

Utviklingen av såkalte hybride modeller, som kombinerer ulike spredningsmodeller og LUR-modellering med overvåking av luftforurensning fra satellitter, kan se ut som en lovende metode (Hoek, 2017). I denne oppgaven er beregningen og fordeling av de ulike komponentene basert på spredningsmodeller.

I tillegg til utendørs luftforurensning, kan eksponering av innendørs forurensning ha stor effekt på ulike helseutfall. I Norge tilbringer vi mest tid innendørs, og inneklimate kan spille en rolle. Likevel anses ikke inneklimate som en veldig stor risiko i norske hjem, men i flere lav- og mellominntektsland har inneklimate vist å være mer skadelig enn uteluft og er ofte relatert til forbrenningsprosesser ved innendørs matlagning (World Health Organization, 2018b)

Selv om luftforurensning ofte er et lokalt anliggende, har det forbindelser til større nasjonale og globale utfordringer, både i form av bidrag til lokal luftforurensning andre steder gjennom langtransportert svevestøv, og som bidragsyter til klimaendringer (Folkehelseinstituttet, 2017c)

Luftforurensning av ulike komponenter angis som masse (vekt) per volumenhet luft ($\mu\text{m}/\text{m}^3$), og brukes i beskrivelse av grenseverdier og målsettinger, som redegjøres for i del-kapittelet under.

2.1.3 Grenseverdier og målsettinger

For å sikre en generell god luftkvalitet, er det utarbeidet grenseverdier, nasjonale miljømål og luftkvalitetskriterier. Disse bygger i utgangspunktet på ulike ambisjoner, men med et felles mål å hindre at luftforurensningskonsentrasjonene blir så høye at det medfører til skader på mennesker.

Grenseverdier fastsatt i forurensningsforskriften kapittel 7 (Forurensningsforskriften, 2004) med hjemmel i forurensningsloven er det viktigste regelverket som regulerer lokal luftkvalitet i Norge. Forskriften setter juridisk bindende krav til utendørs luftkvalitet og angir konsentrasjonsnivåer i luften som skal oppnås innen gitte tidsfrister. Overskridelser kan utløse krav om tiltaksutredelse og iverksetting av tiltak. I tillegg til helse, er det tatt økonomiske og praktiske hensyn ved fastsettelsen. *Nasjonale miljømål* for forurensning er ikke juridisk bindende, men angir Regjeringens langsiktige ambisjonsnivå for luftkvaliteten i Norge, hvor kun verdier for årlige konsentrasjoner er oppgitt. Målet er basert på både helsevurderinger og samfunnsøkonomiske betraktninger (Miljødirektoratet, u.å.). *Luftkvalitetskriterier* utarbeidet av Miljødirektoratet og Folkehelseinstituttet angir nivåer som er helsemessig trygge for alle, også for de mest sårbare gruppene i samfunnet. De er basert på eksisterende kunnskap om humane helsevirkninger av luftforurensning alene, og tar ikke med samfunnsøkonomiske betraktninger. Som ved grenseverdier angis det kriterier for både døgn- og årsmiddelkonsentrasjoner. I likhet med nasjonale miljømål er disse ikke juridisk bindende (Folkehelseinstituttet, 2018c).

I tillegg til regelverk og målsettinger for luftforurensning, ble det i 2012 utarbeidet retningslinje for behandling av luftkvalitet i plan- og bygningsloven (T-1520) for komponentene PM₁₀ og NO₂. Bakgrunnen for utarbeidelsen var prinsippet om at grunnleggende forebygging av luftforurensning ligger i god planlegging. Retningslinjene er statlige anbefalinger om hvordan luftforurensningen bør håndteres i den kommunale arealplanleggingen, og formålet er å forebygge helseskader som følge av luftforurensning gjennom god arealplanlegging. Retningslinjene inneholder luftforurensningsgrenser i form av gul og rød sone for å synliggjøre luftforurensningsnivåene som bør legges til grunn i den kommunale planleggingen. Vesentlige avvik fra retningslinjene kan gi grunnlag for innsigelser (Miljøverndepartementet, 2012).

Både grenseverdier, nasjonale mål og luftkvalitetskriterier har blitt skjerpet over tid i takt med bedret kunnskap om effekter og virkninger av de ulike komponentene. I 2013 reviderte Folkehelseinstituttet og Miljødirektoratet luftkvalitetskriterier basert på en ny gjennomgang av litteratur og studier om helseeffekter av luftforurensning, hvor kriteriene for PM ble skjerpet (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2013), og i 2016 ble grenseverdier for PM₁₀ og PM_{2,5} skjerpet. Forslaget bygget på at «ny kunnskap om helseeffekter viser at svevestøv er skadelig ved lavere konsentrasjoner enn tidligere antatt, og det er et stort gap mellom nivåene som er ansett som trygg luft og grenseverdiene som fremkommer i forurensningsforskriften»

(Miljødirektoratet, 2015). Videre ble også de nasjonale miljømålene for NO₂, PM₁₀ og PM_{2,5} satt ned i 2017, og er nå harmonisert med luftkvalitetskriteriene (Klima- og miljødepartementet, 2016b).

Tabell 1: Verdiene til de ulike standardene for PM₁₀, PM_{2,5} og NO₂.

Komponent	Midlings-tid	Grenseverdier	Nasjonale mål	Luftkvalitets-kriterier	Retningslinje (T-1520)
PM ₁₀	Døgn	50 µg/m ³ (1)	–	30 µg/m ³	Rød sone: 50 µg/m ³ (3) Gul sone: 35 µg/m ³ (3)
PM ₁₀	År	25 µg/m ³	20 µg/m ³	20 µg/m ³	–
PM _{2,5}	Døgn	–	–	15 µg/m ³	–
PM _{2,5}	År	15 µg/m ³	8 µg/m ³	8 µg/m ³	–
NO ₂	Time*	200 µg/m ³ (2)	–	100 µg/m ³	–
NO ₂	År	40 µg/m ³	40 µg/m ³	40 µg/m ³	40 µg/m ³ Rød sone: Årsmiddel Gul sone: Vintermiddel

*døgnmidling for NO₂ er tatt vekk pga. års- og timesmidler vil opprettholde døgn grensen.

1: Må ikke overskrides mer enn 30 ganger per kalenderår

2: Må ikke overskrides mer enn 18 ganger per kalenderår

3: Med inntil 7 overskridelser per kalenderår

Fra den siste folkehelsemeldingen - *Gode liv i et trygt samfunn* – uttrykkes en ytterligere reduksjon av grenseverdiene regulert i lov, og soneverdiene i retningslinje for behandling av luftkvalitet i arealplanlegging (T-1520) (Helse- og omsorgsdepartementet, 2019). I meldingen står det å lese: «Med et oppdatert kunnskapsgrunnlag for 2018 og etter å ha vurdert hvor gjennomførbare og samfunnsøkonomisk nyttige utslippsreduksjoner kan være, skal Miljødirektoratet, Vegdirektoratet og Folkehelseinstituttet vurdere grenseverdier som skal gjelde fra år 2020». På bakgrunn av dette ønsker Regjeringen å:

- vurdere om sonegrensene i retningslinje for behandling av luftkvalitet i arealplanlegging (T-1520) bør endres i tråd med nasjonale mål, og eventuelt endre sonegrensene
- vurdere oppdatert kunnskapsgrunnlag om hva slags grenseverdier for svevestøv som bør gjelde fra 2020 (Helse- og omsorgsdepartementet, 2019, s. 100).

Dette gir oss en klar pekepinn på at utfordringene i å bestemme hvor lave grenseverdier av svevestøv bør være, for at den kan regnes som trygg for alle, er betydelig.

2.2 Sammenhengen mellom langtidseksponering av PM₁₀ og helseutfall

Eksponering for luftforurensning har lenge vært assosiert med skadelige helseeffekter. For rundt 2400 år siden observerte Hippokrates¹ at helsen kunne bli påvirket av luften vi pustet, og at kvaliteten på luften varierte mellom ulike områder (Bell & Samet, 2016). Kunnskap om sammenhengen mellom dårlig luftkvalitet og menneskelig sykdom har eksistert siden antikken, men de negative konsekvensene av luftforurensning ble på alvor anerkjent i det tjuende århundre. Spesielt to begivenheter bidro til dette. Den ene var Meuse Valley-episoden i 1930 i Belgia hvor ekstremt høye luftforurensningsnivåer førte til at flere tusen mennesker ble rammet av akutte luftveissymptomer, og 60 personer døde i løpet av tre dager. Dette var en dødelighetsrate ti ganger over normalen. Denne begivenheten regnes for å være det første vitenskapelige bevis for at utendørs luftforurensning kunne føre til dødsfall (Anderson, Thundiyil & Stolbach, 2012; Nemery, Hoet & Nemmar, 2001). En lignende hendelse fant sted i London i 1952: ekstreme nivåer av forurensning resulterte i mer enn 3000 ekstra dødsfall i løpet av tre uker. Det er antatt at ytterligere 10 000 - 12 000 dødsfall påfølgende måneder kunne tilskrives eksponering for luftforurensningen. Dødelighetsraten var tre ganger høyere enn normalt, og ble ikke normalisert før flere måneder etter at tåken forsvant. Dette tillot forskere å gjøre de første detaljerte analysene av forholdet mellom nivåer av luftforurensende stoffer og sykkelighet og dødelighet (Bell & Samet, 2016; Nemery et al., 2001).

¹ Gresk lege (født ca. 460 fvt., død 377 fvt.) kjent som den mest betydningsfulle personen i medisinsk historie og betegnet som «legekunstens far» (Bell & Samet, 2016).

Den «nye epoken» med epidemiologiske studier av luftforurensning anses å ha startet med kohortstudiene kalt Harvard Six Cities (Dockery et al., 1993) og American Cancer Society-studiene (Pope et al., 1995), som indikerte uheldige helseeffekter av luftforurensning ved langt lavere forurensningsnivåer enn i de tidligere episodene nevnt ovenfor. Begge studiene fant positiv sammenheng mellom langtidseksponering av PM₁₀ og dødelighet av hjerte- og karsykdommer, hovedsakelig som følge av iskemisk hjertesykdom.

Årsmiddelkonsentrasjonen av PM₁₀ i de ulike byene som var inkludert i studiene varierte fra 18 til 47 µg/m³ (Newby et al., 2014). American Cancer Society-studiene fant i tillegg sammenheng mellom langvarig eksponering og utvikling av lungekreft (Pope et al., 1995).

I dag finnes et stort omfang av epidemiologiske studier fra hele verden som har undersøkt sammenhengen mellom ulike nivåer og komponenter i luftforurensning og effekter på human helse. ESCAPE-prosjektet (European Study of Cohorts for Air Pollution Effects) er et samarbeidsprosjekt mellom flere land i Europa, inkludert Norge, som har bidratt med mye kunnskap om langtidseksponering av PM₁₀, PM_{2,5} og NO₂ og helseeffekter i Europa. Resultatene fra studiene er basert på 30 ulike kohortstudier fra disse deltakerlandene (European Commission, 2010).

I et folkehelseperspektiv er man opptatt av hvilke dødsfall som er viktigst å forebygge, og en mulighet er da å se på dødsfall før en viss alder, kalt for tidlig død, som i Norge er dødsfall før fylte 75 år ut fra statistikkbanken «kommunehelsa» til Folkehelseinstituttet. Ettersom hjerte- og karsykdommer er en stor folkesykdom, som omtales mer under, er det interessant å se på hvilken grad luftforurensning spiller inn her, i tillegg til for tidlig død av alle årsaker. Utvikling av lungekreft er også en stor bekymring i Norge.

Flere land har nasjonale dødsårsaksregistre som har bidratt til mye informasjon i epidemiologisk forskning (Webb et al., 2017, s. 80-86). Informasjon om dødsårsaker er klassifisert i henhold til det internasjonale klassifikasjonssystemet av sykdommer ICD² (International Classification of Diseases) (World Health Organization, 2015). For sykdom, er kreft er en sykdomsgruppe hvor det finnes best sykkelighetsdata. Flere land, inkludert Norge, har kreftregistre som dekker hele landets befolkning og har data for flere tiår tilbake. I flere land er nye krefttilfeller juridisk lovpålagt å varsle, inkludert Norge. Dette gjør at kreft er, og har vært, godt egnet til å etablere ny viten gjennom forskning, og å spre kunnskap om

² ICD-kodeverket er den internasjonale statistiske klassifikasjonen av sykdommer og beslektede helseproblemer, og er et redskap for systematisk klassifikasjon av sykdommer utviklet av WHO (World Health Organization, 2015) En ny versjon (ICD-11) er utviklet, men er enda ikke implementert i Norge.

kreftsykdom. Kreft er en ideell kandidat for forskning og overvåkning på grunn av dens klare diagnoser. Kreftregisteret i Norge ble opprettet i 1951 og er et av de eldste nasjonale kreftregistre i verden (Kreftregisteret, 2018). Andre sykdomsregistre er ofte nyere, slik som det nasjonale Hjerne og karregisteret fra 2009, eller dekker bare deler av befolkningen (Webb et al., 2017, s. 87).

Det finnes ulike mål for å vurdere og beskrive sammenhenger mellom en effekt og et utfall. Det vanligste er å se på relative forskjeller. I de fleste epidemiologiske studier som ser på assosiasjonen mellom forurensning og helse, og som er brukt i denne oppgaven, blir relativ risiko (RR) brukt som effektmål. Relativ risiko forteller oss om styrken på en sammenheng mellom sykdom og utfall, og er nyttig i når vi skal vurdere årsakssammenhenger (Sund & Jørgensen, 2009, s. 62).

I tillegg til hjerte-, kar- og luftveislidelser, er det vist i et økende antall studier at PM kan ha effekter på nervesystemet, fosterutvikling, sædkvalitet og stoffskiftet som diabetes og overvekt. ((Folkehelseinstituttet, 2017c). Blant annet fant en analysestudie signifikant sammenheng mellom PM₁₀ og utvikling av diabetes type 2 (Eze Ikenna et al., 2015). Det er også sett assosiasjoner til andre typer kreft enn lungekreft, som magekreft og blærekreft (Weinmayr et al., 2018).

I videre i kapittelet fokuseres det på sammenhengen mellom langtidseksponering av PM₁₀ og for tidlig død av alle årsaker, hjerte- og karsykdommer og iskemiske hjertesykdommer, samt utvikling av lungekreft. Videre vil jeg gå inn på grupper i befolkningen som er spesielt utsatt for å utvikle sykdom og død som følge av PM, for deretter å se på utfordringene relatert til å konfunderende faktorer i epidemiologiske studier.

2.2.1 Tidlig død (alle årsaker)

Andelen som dør for tidlig i Norge har gått ned, spesielt for ikke-smittsomme sykdommer som hjerte- og karsykdommer, kreft, diabetes og KOLS. Vi lever stadig lenger, men vi lever også lenger med sykdommer (Folkehelseinstituttet, 2017a). Selv om risikoen for dødelighet av PM₁₀ ser ut til å være sterkest for hjerte- og karsykdommer, har flere studier sett på forholdet mellom langtidseksponering og PM₁₀ og dødelighet av alle årsaker. Med «dødelighet alle årsaker» menes alle naturlige dødsårsaker med unntak av voldsomme dødsfall definert i

ICD10-kodesystemet som «ulykker og selvmord». Epidemiologiske studier som er inkludert her, har definert årsaker av all type dødelighet på denne måten.

Det foreligger ingen nyere metaanalyse som undersøker forholdet mellom dødelighet av alle årsaker og langtidseksposering av PM₁₀. Flere kohortstudier har funnet en sammenheng, men effektestimaterne viser motstridende resultater. I en nyere dansk kohortstudie av Hvidtfeldt et al. (2019) fant de relativ risiko (RR) på 1.12 med et 95 % konfidensintervall (KI) på 1.03 - 1.22 per 10 µg/m³ økning av PM₁₀. Etter å ha justert for trafikkstøy, som er ansett som en viktig risikofaktor for blant annet hjerte- og karsykdommer, ble risikoestimatet redusert til 1,03 med 95 % konfidensintervall på 0,94 – 1,14. Den justerte sammenhengen var derfor ikke lenger statistisk signifikant. I kohortstudier fra England (Hansell et al., 2016), Nederland (Fischer et al., 2015) og Tyskland (Heinrich et al., 2013) fant de derimot signifikant økt risiko, med RR på hhv. 1,16 (95 % KI: 1,07 - 1,25), 1,08 (95 % KI: 1,07 - 1,09) og 1,15 (1,04 – 1,27) per 10 µg/m³ økning av PM₁₀. Her ble det ikke justert for støy. I en kohortstudie fra New Zealand med svært lave konsentrasjoner, fant de også signifikant RR per 10 µg/m³ stigning av PM₁₀ og dødelighet av alle årsaker, med RR på 1,07 (95 % KI: 1,3 – 1,10)) for alle etnisiteter, og 1,06 (95 % KI: 1,3 – 1,10) for de med europeisk etnisitet. Her var årsmiddelkonsentrasjonen av PM₁₀ på 8,3 µg/m³, og rangerte fra 0 - 20 µg/m³ (Hales, Blakely & Woodward, 2012). I en kohortstudie fra Kina, ble det funnet en økt risiko på 1,24 (95 % KI: 1,22 - 1,27) per 10 µg/m³ økning av PM₁₀. I studieområdene var det en svært høy årlig konsentrasjon med gjennomsnitt på 144 µg/m³ PM₁₀, noe som kan forklare et høyere effektmål enn studier fra Europa med lavere konsentrasjon. Fra ESCAPE-studien til Beelen, Raaschou-Nielsen, et al. (2014) fant de derimot svakt, ikke signifikant effektmål, med RR på 1.04 (95 % KI: 1.00–1.09).

2.2.2 Hjerte- og karsykdommer

Hjerte- og karsykdommer (HKS) er en samlebetegnelse for en rekke sykdommer som rammer hjertet og blodårer, og er betegnet som sykdommer i sirkulasjonssystemet i diagnosesystemet ICD-10, med diagnosekode I00-I99. Eksempler på hyppig forekommende hjerte-karsykdommer er angina pectoris (hertekrampe), hjerteinfarkt, blodpropp og hjerneslag. Dødeligheten av hjerte- og karsykdommer har blitt kraftig redusert siden 70-tallet, mens antall med hjerte-kar-diagnoser har økt. Dette forklares av bedre behandling og diagnostikk, hvor flere overlever sykdommen og færre dør for tidlig. I tillegg har andelen røykere gått ned, som

er en av de viktigste risikofaktorene for flere hjerte-kar-sykdommer (Folkehelseinstituttet, 2018b). HKS er en spesielt viktig dødsårsak blant den eldre befolkningen over 70 år, men det er en økning av antall førstegangs sykehusinnlagte blant den yngre befolkningen (Sulo et al., 2013). Ser man på alle aldersgrupper samlet, er HKS fortsatt den sykdomsgruppen som fører til flest for tidlige dødsfall i Norge (Folkehelseinstituttet, 2018b; Øverland et al., 2018). Det er flere menn enn kvinner som rammes, men kjønnsforskjellene har avtatt siden 2000 hvor nedgangen av dødelighet har vært større for menn enn for kvinner (Folkehelseinstituttet, 2018b, 2019b).

I en metaanalyse fra 2013, ble det funnet signifikant økt risiko for dødelighet av HKS som følge av langtidseksponering av PM₁₀, med RR på 1,063 (95 % KI: 1,02 - 1,27) per 10 µg/m³ økning av PM₁₀ (Shah et al., 2013). Fra nyere kohortstudier, finner man høyere effektestimater. I den danske kohortstudien til Hvidtfeldt et al. (2019), fant de økt risiko for dødelighet av HKS og langtidseksponering med RR på 1,23 (95 % KI: 1,02 - 1,49) per 10 µg/m³ økning av PM₁₀. Dette var etter å ha justert for trafikkstøy, noe som reduserte effektestimateret ned fra 1,30. Også kohortstudiene av Hansell et al. (2016) og Fischer et al. (2015), fant begge signifikant økt risiko for langtidseksponering for PM₁₀ og HKS mortalitet med RR på hhv. 1,12 (95 % KI: 1,01 - 1,25) og 1,09 (95 % KI: 1,07 - 1,12).

I en studie fra 2018 av tre nordiske kohorter (EPIC-Oxford og UK Biobank fra England, og HUNT-studien fra Norge), så de spesielt på sammenhengen mellom trafikkstøy og HKS, hvor de etter å ha justert for støy fant signifikant økt risiko for langtidseksponering av PM₁₀ og HKS. De opererte med en økning i IQR på 4,1 µg/m³ med RR på 1,06. (Cai et al., 2018). Også i en den tyske kohortstudien av Heinrich et al. (2013) fant de signifikant økt risiko med RR på 1,39, men opererte med en økning i IQR på 7 µg/m³ PM₁₀.

I ESCAPE-studien av Beelen, Stafoggia, et al. (2014) fant de ingen signifikant sammenheng mellom langtidseksponering av PM₁₀ og dødelighet av HKS, hvor RR var 1,02 med 95 % konfidensintervall på 0,92 – 1,14. Forfatterne påpeker at dette er det motsatte av hva tidligere studier har funnet. De er usikre på hvorfor de ikke fant en sammenheng, men tror det kunne skyldes at kardiovaskulære dødsårsaker ikke bidro til mer en 30 % av alle dødsfall i 15 av de 22 kohortene i ESCAPE-prosjektet, og at bidraget av kardiovaskulær dødelighet har vært høyere i andre studier. I tillegg oppgir de at det var stor heterogenitet i effektmålet til de ulike kohortene i prosjektet, og nevner at en begrensning for studien var at de måtte stole på dødsårsaksregistre, hvor koding var forskjellig fra de ulike landene, som kan har vært en kilde

til mulig feilinformasjon. Dette forklarer også det ikke-signifikante effektmålet når de i en annen studie så på dødelighet av iskemiske hjertesykdommer.

I den mye omtalte studien av Puett et al. (2008) av kvinner i Nord-Amerika (fra kohorten Nurses' Health Study), fant de signifikante økte risikoer for dødelighet alle årsaker og dødelighet av HKS med RR på hhv. 1,43 (95% KI: 1,10 -1,86) og 1,16 (95% KI: 1,05 – 1,28) per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ økning i PM_{10} . Dette var etter eksponering på 12 mnd. og 48 mnd. For kortere eksponeringstid på 3 mnd., var usikkerheten for stor til å bli signifikant.

2.2.3 Iskemisk hjertesykdom

Iskemisk hjertesykdom (IHS) er en undergruppe av hjerte- og karsykdommer som innebærer redusert tilførsel av oksygenrikt blod til hjertemuskelen, og er en samlebetegnelse for hjerteinfarkt, angina pectoris og andre iskemiske hjertesykdommer. IHS har ICD-10-diagnosekode I20-I25, og er den sykdomsgruppen som forårsaker flest dødsfall av alle hjerte- og karsykdommer samlet. Til tross for en nedgang av dødsfall som skyldes iskemisk hjertesykdom, i hovedsak hjerteinfarkt, var det likevel den vanligste dødsårsaken i Norge 2016 (Øverland et al., 2018).

I en artikkel av Newby et al. (2014) på vegne av European Society of Cardiology, ble det konkludert med majoriteten av kohortstudier i ulike populasjoner har vist at langtidseksponering av PM_{10} gir økt risiko for utvikling og dødelighet av IHS, og at bevisbyrden derfor er stor (Newby et al., 2014). Flertallet av nyere studier som er funnet i utarbeidelsen av denne studien, har sett på sammenhengen mellom dødelighet av IHS og $\text{PM}_{2,5}$, mens færre har sett på PM_{10} . I tillegg har studier som har sett på PM_{10} , fokusert på mer årsaksspesifikke undergrupper av iskemiske hjertesykdommer, som hjerteinfarkt og blodpropp hver for seg. Dette viser at det er gode holdepunkter for at PM_{10} gir økt risiko for dødelighet av ulike iskemiske hjertesykdommer, men det har vært vanskelig med en samlet oppsummering av effektestimater for IHS fra kohortstudier.

Kohortstudien til Hansell et al. (2016) var en av få nyere studier som så på dødelighet av IHS og langtidseksponering av PM_{10} . Her ble det obserbert signifikant økt risiko (RR 1,21 (95 % KI 1,05 - 1,39)) per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ økning av PM_{10} . Også i ESCAPE-prosjektet ble dødelighet av IHS undersøkt. Her ble det ikke funnet økt risiko, med RR på 0,93 (96 % KI: 0,77 – 1,13),

hvor årsaken til den manglende økte risikoen forklares av samme grunner som for HKS (Beelen, Stafoggia, et al., 2014)

En metaanalyse av (Zhao et al., 2017) som inkluderte 45 studier fra hele verden, klassifiserte skadeeffektene av langtidseksponering av de vanligste luftforurensende stoffene. De fant at PM₁₀ økte risikoen for dødelighet av IHS mer enn andre forurensende gasser, hvor PM₁₀ hadde en relativ risiko på 1,12 (95 % KI: 1,04 - 1,20) per 10 µg/m³ økning. Dette var 4 ganger høyere enn risikoen for svoveldioksid, 3 ganger høyere enn for nitrogendioksid og karbonmonoksid og 2 ganger høyere enn for ozon. Det skal nevnes at for PM_{2,5}, var risikoen enda høyere. Denne studien inkluderer et stort antall kohorter, som derfor ikke oppsummeres her.

2.2.4 Lungekreft

Lungekreft er klassifisert under respiratoriske sykdommer i ICD-10, med diagnosekode C33-C34, og er per i dag den enkeltstående kreftform som tar livet av flest mennesker i Norge. Antall nye tilfeller av lungekreft har økt siden 1950-tallet. 3214 personer utviklet lungekreft i 2017, som er det høyeste antall tilfeller som noen gang er registrert i Norge. Dette til tross for at flere velger å slutte å røyke, som er den viktigste årsaken til utvikling av lungekreft (Kreftregisteret, 2019). Yrkeseksponering for ulike kjemikalier, radon i berggrunn ved hjemsted og passiv røyking er andre risikofaktorer som lenge har vært kjemt. I de senere årene har flere epidemiologiske studier funnet sterk evidens på at svevestøv er en viktig risikofaktor for lungekreft.

I 2013 ble PM klassifisert av det internasjonale kreftforskningsinstituttet IARC som kreftfremkallende for mennesker. Bestemmelsen ble gjort på bakgrunn av tilstrekkelig bevis for at PM₁₀ og PM_{2,5} forårsaket lungekreft (Loomis et al., 2013). ESCAPE-studien av Raaschou-Nielsen et al. (2013) var en av studiene som bidro til denne klassifiseringen. De fant en relativ risiko (RR) på 1,22 (95 % KI: 1,03 - 1,45) per 10 µg/m³ stigning av PM₁₀.

Samtlige av kohortstudier som er funnet, publisert etter 2012, har vist signifikante risikoestimer på utvikling av lungekreft per 10 µg/m³ stigning av PM₁₀. I kohortstudier fra England (Hansell et al., 2016), Nederland (Fischer et al., 2015) og Tyskland (Heinrich et al., 2013) ble det funnet RR på hhv. 1,60 (95 % KI: 1,29 - 1,99), 1,26 (1,21 - 1,30) og 1,84 (1,23 -

2,74). I de to førstnevnte varierte konsentrasjonen av PM₁₀ fra 0 til 32 µg/m³, og for sistnevnte fra 34 – 52 µg/m³.

I en kohortstudien fra New Zealand med svært lave konsentrasjoner av PM₁₀, fant de også signifikant RR per 10 µg/m³ stigning av PM₁₀ for utvikling av lungekreft (RR: 1,15 (95 % KI: 1,04 – 1,26)) (Hales et al., 2012).

I en metaanalyse av Hamra et al. (2014) observerte de på tvers av kontinentene Nord-Amerika, Europa og Asia en RR på 1,08 med et svakt konfidensintervall (95 % KI: 1,00 - 1,17) per 10 µg/m³ stigning av PM₁₀. For kun Europa fant de en høyere RR på 1,27, men med et ikke-signifikant og bredere 95 % konfidensintervall på 0,96 - 1,68. Studiene som var inkludert for sykkelighet av lungekreft var fra 1998 til 2013, hvor ingen av de overnevnte studiene var tatt med, bortsett fra ESCAPE-studien.

I en annen metaanalyse fra samme år (Cui, Huang, Han, Song & Chen, 2014) inkluderte de studier fra 2000 til 2013. For sykkelighet av lungekreft fant de RR på 1,45 per 10 µg/m³ økning i PM₁₀, men også her med et sprikende og ikke statistisk signifikant 95 % konfidensintervall på 0,87 - 2,03, hvor grunnen til det sprikende intervallet var at de kun hadde med tre studier som så på dette utfallet.

2.4.5 Effekten av PM på sårbare grupper, og betydningen av konfunderende faktorer

En av grunnene til at det har vært vanskelig å sette en nedre grenseverdi av PM, kan skyldes at mer sårbare befolkningsgrupper viser effekter ved langt lavere konsentrasjoner av forurensing enn andre grupper. Slike sårbare grupper kan være eldre, barn, gravide, foster, og personer med en allerede underliggende sykdom. Studier viser at disse gruppene har høyere risiko for å utvikle negative effekter av PM enn andre deler av befolkningen (Bell & Samet, 2016; Folkehelseinstituttet, 2017c). Foster, spedbarn og barn er spesielt følsomme fordi lungene fortsatt er under utvikling. I tillegg eksponeres barn for mer forurensning i forhold til kroppsvekten enn voksne personer (Liu, Dunea, Iordache & Pohoata, 2018). Eksponering for PM har også vist å bidra til negative fødselsutfall, hovedsakelig i form av lav fødselsvekt og prematur fødsel (Sapkota, Chelikowsky, Nachman, Cohen & Ritz, 2012). Individuer med en allerede underliggende sykdom er sårbare da de lettere kan få en forverring av sin eksisterende sykdom ved eksponering av PM. Dette ser man spesielt ved luftveissykdommer som astma, KOLS og bronkitt, og for diverse hjerte- og karsykdommer, hvor kortvarige høye

konsentrasjoner av PM har bidratt til en økning i akutte sykehusinnleggelseser, mens lavere konsentrasjoner og langvarig eksponering er antatt å gi høyere risiko for tidlig død (Brook et al., 2010; Requia et al., 2018). Her er den eldre befolkningen en spesielt utsatt gruppe. De har dårligere lungefunksjon og immunforsvar som følge av normal aldring, og er i tillegg mer utsatt for hjerte- og karlidelser i utgangspunktet. I en metaanalyse som så på ulike faktorer som kan modifisere og endre helseeffekter av luftforurensning, blant annet alder, fant de at personer over 65 år var aldersgruppen som hadde den høyeste risikoen for å utvikle dødelighet av komponenten PM₁₀ (Requia et al., 2018).

Helsekonsekvenser av luftforurensning har også blitt koblet til sosioøkonomisk status (SØS). SØS knyttes i stor grad til utdanning, yrke og inntekt, og det er et kjent fenomen at god helse øker parallelt med SØS (Naidoo & Wills, 2016, s. 20).

Den vanligste sammenkoblingen er at de med lav SØS bor på steder med mest luftforurensning, som igjen fører til dårligere helse. En oversiktsstudie av Hajat et al. (2015) har derimot vist at personer med høy SØS som var eksponert for høy luftforurensning likevel hadde mindre risiko for sykkelighet og dødelighet enn de med lav SØS. Forfatterne forklarer dette med at de med høy SØS har større ressurser til å beskytte seg mot uheldige helseeffekter, blant annet gjennom bedre inn klima, mer bruk av privat kjøretøy, og generelt bedre individuelle livsstilsfaktorer. Dette støttes i en nyere metastudie, referert til over, som fant signifikante resultater på at SØS kan virke som en effekt-modifikator (en faktor som endrer effekten mellom eksponering og utfall), hvor høy SØS kan modifisere (i denne sammenheng redusere) de helsemessige konsekvensene av luftforurensning (Requia et al., 2018).

Det er en hel del andre faktorer som også kan bidra til å gi en høyere risiko av luftforurensning, men som også kan bidra til samme helseutfall uten at man er eksponert for PM eller andre luftforurensende komponenter. I epidemiologiske studier som ser på effekten av luftforurensning, er det derfor viktig å ta hensyn til slike konfunderende faktorer. Med konfundering menes at man ikke har tatt hensyn til en variabel som samvarierer med både eksponering og utfallet (Webb et al., 2017). I en studie vil det derfor være avgjørende å innhente informasjon om konfunderende faktorer, slik at man kan ta hensyn til dem i analysen. Hvis man ikke kontrollerer for konfunderende faktorer, vil studien lett kunne kritiseres for at sammenhengen mellom eksponering og effekt i virkeligheten skyldes en tredjevariabel som man ikke har målt (Webb et al., 2017). For eksempel kan utvikling av hjerte- og karsykdommer påvirkes av sigarett røyk, grøntinntak, alkoholinntak, støy, høy BMI og SØS

for å nevne noe. Alder og kjønn vil som regel alltid spille inn. Dette er viktige faktorer å kontrollere for. Man ser at i takt med økende forståelse av ulike konfunderende faktorer, har epidemiologiske befolkningsstudier inkludert flere faktorer de justerer for (Vodonos, Awad & Schwartz, 2018).

2.3 Folkehelsearbeidets rolle i arbeidet med luftforurensning

Et helsefremmende miljø er en forutsetning for god helse. Folkehelsearbeid handler om å fremme god helse og beskytte mennesker mot helsetrusler slik som luftforurensning. Dette er anerkjent i folkehelseloven hvor folkehelsearbeid defineres som følgende:

«Folkehelsearbeid er samfunnets innsats for å påvirke faktorer som direkte eller indirekte fremmer befolkningens helse og trivsel, forebygger psykisk og somatisk sykdom, skade eller lidelse, eller som beskytter mot helsetrusler, samt arbeid for en jevnere fordeling av faktorer som direkte eller indirekte påvirker helsen»

(Folkehelseloven, 2011, § 3)

Verdens helseorganisasjon (WHO) har hatt en nøkkelfunksjon for utviklingen og formidlingen av det internasjonale og nasjonale folkehelsearbeidet. I deklarasjonen fra Alma-Ata i 1978 ble prinsippet Health in all Policies («helse i alt vi gjør») innført (World Health Organization, 1978). Ottawacharteret ble utviklet under WHO's første internasjonale konferanse for helsefremmende arbeid i 1986 (World Health Organization, u.å.). Flere erklæringer fra WHO har bidratt til en videre utvikling av folkehelsearbeidet gjennom årene, men Ottawa-charteret var den første som understreket at folkehelse har en klar sammenheng med all politikk, alle samfunnsnivåer og det nærmiljøet vi omgir oss med.

Folkehelsepolitikken har gått fra å være helsesektororientert med et sykdomsbekjempelseperspektiv, til en sektorovergripende orientering med påvirkningsperspektiv (Hofstad, 2015). I et påvirkningsperspektiv rettes oppmerksomheten mot de bakenforliggende faktorene, også kalt helsedeterminanter, som påvirker helsen og dens fordeling i befolkningen. Gjennom folkehelseloven referert til over er folkehelsearbeid en samfunnsoppgave som utøves gjennom påvirkning av faktorer som har positive eller negative effekter på helsen.

Whitehead og Dahlgrens modell, the social determinants of health (figur 4), er en mye brukt illustrasjon for påvirkningsperspektivet.

Modellen illustrerer systematisk de indre individuelle faktorene til de ytre, komplekse samfunnsfaktorene som har betydning for helsen og helsens fordeling i befolkningen.

Innerst finner vi de biologiske faktorene som kjønn, alder og biologi. Utover halvsirkelen finner vi faktorer som sosiale nettverk og leve- og arbeidskår, og ytterst er de generelle

sosioøkonomiske, kulturelle- og miljømessige betingelsene som omhandler internasjonal, nasjonal og lokal politikk, tjenester, samt sosiale og kulturelle verdier og normer. Modellen illustrerer at forhold innen de fleste samfunnsområder påvirker befolkningens helse. Det er ikke slik at den samlede folkehelsesituasjonen i en kommune eller et fylke, er summen av de individuelle valg og genetiske forutsetninger. Det er store geografiske forskjeller i helse, og det er samfunnsmessige forhold som skaper disse forskjellene. Disse kan påvirkes gjennom planlegging, forvaltning og tiltak (Helse- og omsorgsdepartementet, 2012).

Samfunnsplanlegging er etablert som et av de viktigste verktøyene for kommunene for å innlemme folkehelse i alt, og kan defineres som «... planlegging utført i offentlig regi som bygger på et tverrsektorielt kunnskapsgrunnlag, med en målsetting om å utvikle et geografisk avgrenset samfunn i en bestemt retning, eller over i en fremtidig tilstand». Mens kommunens folkehelsearbeid er regulert av Folkehelseloven (2011) er planleggingen regulert av Plan- og bygningsloven (2008). Folkehelse er løftet frem i plan og bygningsloven som en av de overordnede oppgavene i planleggingen (Klima- og miljødepartementet, 2008). Perspektivet er synliggjort i lovens § 3-1 som stiller krav til at oppgaver og hensyn i planlegging skal fremme befolkningens helse. Videre skal det legges til rette for god forming av bygde omgivelser, gode bomiljøer og gode oppvekst- og levekår.



Figur 4: Påvirkningsfaktorer for helse av Dahlgren og Whitehead av 1991. Gjengitt av Helse- og omsorgsdepartementet (2012)

2.3.1 Kommunens rolle som forurensningsmyndighet

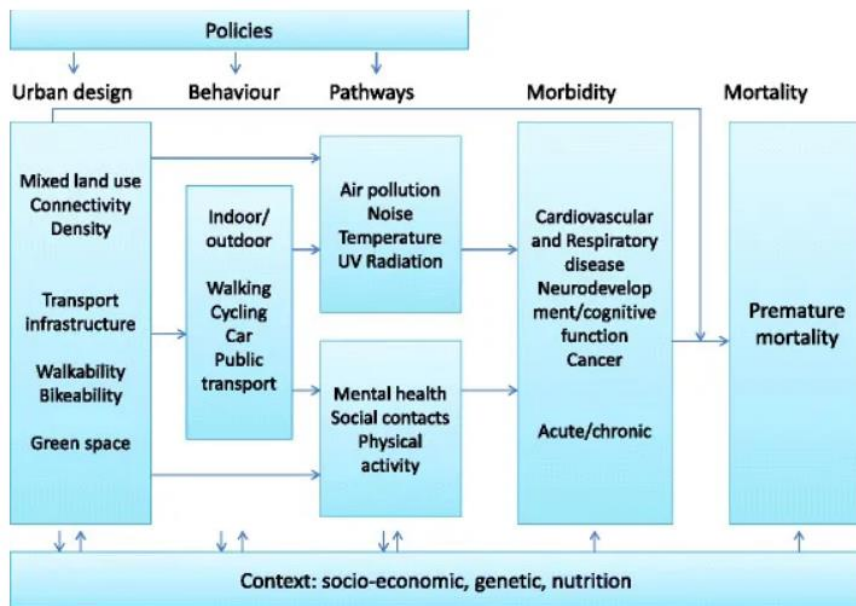
Det er i dag ingen tvil om at miljøet rundt oss er en viktig determinant for helsen, og at negative miljøpåvirkninger som luftforurensning påvirker befolkningens helse (Goldman,

2016). Etter forurensningsforskriftens kapittel 7 er kommunen forurensningsmyndighet og skal sørge for at de ulike bestemmelsene i forskriften følges opp, herunder ha oversikt over luftkvaliteten i kommunen. Her trekkes også fram kommunens ansvar som planmyndighet og helsemyndighet. (Forurensningsforskriften, 2004, § 7-1). Etter folkehelselovens kapittel 3 har kommunene ansvar og virkemiddel innenfor miljø og helse gjennom miljørettet helsevern. Miljørettet helsevern omfatter de faktorer i miljøet som til enhver tid direkte eller indirekte kan ha innvirkning på helsen. Disse omfatter blant annet biologiske, kjemiske, fysiske og sosiale miljøfaktorer (Folkehelseloven, 2011, § 8). I forskrift om miljørettet helsevern blir kommunene pålagt å vurdere aktuelle miljøfaktorer og deres påvirkning på helsen i befolkningen. På bakgrunn av dette skal kommunen komme med forslag til mulige helsefremmende, forebyggende eller avbøtende tiltak (Forskrift om miljørettet helsevern, 2003).

Flertallet av mennesker bor i byer, og byene fortsetter å vokse. Byer har lenge vært kjent for å være samfunnets dominerende motor for innovasjon og velstand, men de er også den viktigste kilden til lokal luftforurensning og sykdom (Næss, 2017).

På bakgrunn av at det eksisterer betydelig variasjon i nivåer av miljøeksponeringer i ulike byer, som igjen bidrar til de store geografiske helseforskjellene man finner i befolkningen, har Mark Nieuwenhuijsen utarbeidet et rammeverk som viser påvirkningsfaktorer for human helse i byer (figur 5). Her viser Nieuwenhuijsen (2016) hvordan by- og transportplanlegging spiller en nøkkelrolle for utvikling av sykkelighet og dødelighet, hvor veinett, avstand til hovedveier, trafikk tetthet, boligbebyggelse, næring, natur og grøntareal inngår som viktige faktorer (Nieuwenhuijsen, 2016).

Figur 5: Konseptuelt rammeverk for forholdet mellom byplanlegging, miljømessige eksponeringer og helse. Av Nieuwenhuijsen (2016):



I rammeverket vises hvordan arealplanleggingen påvirker det fysiske miljøet, som igjen vil påvirke mengden miljøfaktorer som luftforurensning og støy, men også personlig atferd som fysisk aktivitet og hvordan mennesker beveger seg oppholder seg i byen. De politiske overordnede beslutningene, vil påvirke alle disse områdene. Videre viser modellen hvordan de sosioøkonomiske og genetiske faktorene påvirker, og kan bli påvirket av, de ulike faktorene (Nieuwenhuijsen, 2016), Dette ser vi igjen i påvirkningsmodellen til Whitehead og Dahlgren.

Videre trekker Nieuwenhuijsen fram hvordan de miljømessige faktorene er modifiserbare og kan endres, og at miljøtiltak på fra et overordnet samfunnsnivå, som by- og transportplanlegging, vil være mest hensiktsmessig og kostnadseffektive, i stedet for tiltak rettet mot enkeltindivider. I tillegg til koblingen mellom planlegging og helse, viser modellen at det krever en flersektoriell tilnærming for å håndtere miljøproblemene. Fra et folkehelsevitenskapelig ståsted, er dette «helse i alt vi gjør».

Nieuwenhuijsen viser også direkte til ikke-smittsomme sykdommer, og påpeker at å skape et mer helsefremmende miljø gjennom arealplanlegging rettet mot å redusere ikke-smittsomme sykdommer, vil bidra til synergier av effekter på andre områder. Dette kan være svært kostnadsbesparende for samfunnet, bidra til bedre individuelle liv, og øke både psykisk og fysisk velvære (Nieuwenhuijsen, 2016).

2.3.2 Ikke-smittsomme sykdommer: de store folkehelseutfordringene

Ikke-smittsomme sykdommer (NCD – non communicable disease) som hjerte- og karsykdommer, kreft, kols og diabetes tar livet av flest mennesker i Norge, og fører til mest helsetap og tap av gode leveår (Folkehelseinstituttet, 2018d). I den siste oppdateringen til Lancet-kommisjonen på luftforurensning og helse, hevdes det at luftforurensning har vært sterkt undervurdert i arbeidet med ikke-smittsomme sykdommer, og viser til WHO's globale tiltaksplan for forebygging av NCD, hvor luftforurensning ikke er tatt med som en risikofaktor (Landrigan et al., 2018). Et søk i WHO's «Global action plan for the prevention and control of noncommunicable diseases 2013-2020» (World Health Organization, 2013) viser at ordet luftforurensning kun nevnes 4 ganger, og er begrenset til ett avsnitt, i den over 100 siders lange rapporten. Dette har også vært tilfellet for Norge. I «Global handlingsplan for ikke-smittsomme sykdommer – utarbeidet av Folkehelseinstituttet (2014), er heller ikke luftforurensning tatt med som en risikofaktor for ikke-smittsomme sykdommer.

Som følge av økt kunnskap om luftforurensning som en viktig miljørisikofaktor for ikke-smittsomme sykdommer, vedtok FN i oktober 2018 en ny erklæring om ikke-smittsomme sykdommer der luftforurensning er inkludert i NCD-agendaen (FN, 2018). FN ønsker med dette å øke global bevissthet om miljømessige faktorer for å håndtere det høye antallet for tidlige dødsfall som følge av ikke-smittsomme sykdommer som tilskrives menneskelig eksponering for forurenset luft, og understreker viktigheten av tverrsektorielt samarbeid for å håndtere denne folkehelseerisikoen (FN, 2018).

To av bærekraftmålene til FN retter seg mot lokal luftkvalitet. Delmål 3.9 under bærekraftsmål 3 slår fast at innen 2030 skal man redusere antall dødsfall og sykdomstilfeller forårsaket av farlige kjemikalier, luft, vann og jord. Videre slår delmål 11.6 under bærekraftsmål 11 at man innen 2030 skal redusere de negative konsekvensene for miljøet i byene målt per innbygger, blant annet ved å legge særlig vekt på luftkvalitet (FN-sambandet, 2019).

FNs 2030-agenda ligger til grunn for den nasjonale politikken i Norge, og Norge har sluttet seg til målet om å redusere tallet på personer som dør for tidlig av ikke-smittsomme sykdommer med 30 % innen 2025 innen 2030 (Folkehelseinstituttet, 2017b). I den siste folkehelsemeldingen *Gode lit i et trygt samfunn*, er det videre bestemt at Folkehelseinstituttet skal utarbeide en ny NCD-strategi, hvor luftforurensning blir inkorporert i det forebyggende arbeidet for ikke-smittsomme sykdommer (Helse- og omsorgsdepartementet, 2019).

2.4 Oppsummering

Lokal luftforurensning kan bidra betydelig til befolkningens helse i et gitt område, hvor spesielt komponenten svevestøv er en utfordring flere steder. Hva som bidrar til humane helseeffekter, og kunnskap om eksponeringsmekanismer og -kilder, er viktig i arbeidet med lokal luftkvalitet. Gjennom lovverk og målsettinger ønsker man å beskytte befolkningen for helseskader som følge av forurensning, men etter hvert som kunnskapsgrunnlaget vokser, ser man at grenseverdier kan være problematisk å sette om man ønsker en trygg luft for alle.

Eksperimentelle studier om de underliggende patiofysiologiske årsaksmechanismene av sammenhengen mellom helseeffekter og PM, har gitt støtte og troverdighet til funn fra befolkningsstudier. Både eldre og nyere forskning viser at det er en generell sterk assosiasjon mellom langtidseksponering av PM₁₀ og effekter på hjerte- og karsykdommer og lungekreft, hvor spesielt sårbare grupper er mest utsatt. En utfordring i forskningen på luftforurensning og helseeffekter, er knyttet til både konfunderende faktorer og eksponeringsvurdering.

Kommunene har en viktig rolle i det forebyggende arbeidet mot negative miljøfaktorer. Det er gjennom godt folkehelsearbeid og arealplanlegging at man kan bygge helsefremmende samfunn. Dette krever en helse i alt vi gjør-tilnærming. Her er lovverk som folkehelseloven, plan- og bygningsloven, og miljørettet helsevern viktige virkemidler. Det er først nylig at luftforurensning er anerkjent som en viktig risikofaktor for ikke-smittsomme sykdommer, til tross for at forskning fra siden midten av forrige århundre har gitt sterke holdepunkter for luftforurensningens påvirkning. Dette vil forhåpentligvis hjelpe å legitimere det forebyggende arbeidet for å sikre god luftkvalitet inn i samfunns- og arealplanlegging.

3.0 MATERIALE OG METODE

3.1 Studiedesign

Oppgaven er en kasusstudie av luftforurensningssituasjonen i Narvik. Jeg vil ved å bruke en kvantitativ analysestudie anslå andelen av befolkningen i Narvik som kan forventes å utsettes for tidlig død eller utvikling av sykdom som følge av eksponering for PM_{10} . Videre er det en prospektiv studie, der jeg ønsker å se på effekten et fremtidig tiltak har for risiko for å utvikle sykdom og tidlig død i Narvik kommune.

Målet med studien er å kvantifisere helseeffekter av luftforurensning for studieområde Narvik, og å utforske scenarier som kvantifiserer effekten av eksponeringsreduksjon på forekomst av forventet dødelighet og sykkelighet av hjerte- og karsykdommer samlet, iskemisk hjertesykdom, lungekreft, og totalt dødsfall for alle årsaker.

For å besvare problemstillingen, er det benyttet en standard fremgangsmåte for å beregne helseutfall på befolkningsnivå. Den er brukt blant annet til å beregne dødsfall, sykkelighet, tapte leveår eller helsetap som kan tilskrives en risikofaktorer slik som luftforurensning. Oppsummering av fremgangsmåten er hentet fra Aasvang, Låg og Schwarze (2016), og er som følger:

- Estimere fordeling av nivåer av eksponering for luftforurensning i gitt populasjon.
- Finne frem til forskningsbaserte estimater på risikofaktorenes virkning på helseutfall i form av relativ risiko (RR) per enhet av eksponering. Slike estimater skal være justert for mulige konfunderende faktorer.
- Hente ut data på insidensrater av relevante helseutfall og dødsfall i gitt populasjon.
- Estimere tilskrivbare andeler av sykdom og død som kan skyldes eksponeringen, og summere antall tilfeller som utsettes for helseutfall i gitt populasjon.

I oppgaven min har jeg i tillegg benyttet geografiske informasjonssystemer for å finne den romlige fordelingen av komponenten PM_{10} . Denne metodikken ble ikke benyttet i metoden til Aasvang et al. (2016), men gir en nøyaktig fordeling av PM_{10} -konsentrasjonen i befolkningen ut fra estimerte verdier fra spredningsberegninger.

Materiale og utdypende metodikk redegjøres for i det følgende.

3.2 Litteratursøk

For å få en kunnskapsoversikt over sammenhengen mellom luftforurensning og helseeffekter, og for å finne relevante studier som videre er brukt til utvelgelse av effektmål, har jeg foretatt søk i databasene Google Scholar, PubMed, Web of Science, Helsebiblioteket og The Lancet. Det er også gjort søk i relevante nettsider fra anerkjente organisasjoner som World Health Organization (WHO), Amerikanske Environmental Protection Agency (EPA), European Environment Agency (EEA) og ulike norske statlige myndigheter og organisasjoners nettsider. Det ble i tillegg til enkeltstudier søkt spesifikt på metaanalyser og oversiktsartikler, og referanselister tilknyttet sentrale artikler ble brukt for å finne annen relevant litteratur.

Søkeord som ble brukt enkeltvis og/eller i kombinasjon med hverandre, og med «mesh» og «trunk»-funksjoner var:

Forurensning	Utfall
Ambient	Health consequence
Outdoor	Effect, risk
Environment	Mortality, morbidity, death
Air pollution	All cause, natural cause
Particulate matter	Disease, incidence, outcome
PM, PM10	Cardiovascular
Nitrogen dioxide	Ischemic heart
NO2	Coronary
Long-term, annual, chronic	Lung cancer, respiratory, pulmonary
Exposure	Cardiopulmonary
	COPD, stroke, asthma, bronchitis

Denne listen er ikke uttømmende, men utgjorde de mest sentrale begrepene som gav grunnlag for kunnskapsoversikten.

Artikler ble valgt på bakgrunn av om de var fagfelleurdert, type studie, årstall og hvilke tidsskrift artikkelen er publisert i, og ble begrenset til artikler på engelsk og norsk. Artikler som omhandlet PM ble ekskludert hvis de så på andre fraksjoner enn PM₁₀, slik som PM_{2,5}, grovfraksjonen PM_{10-2,5} eller ultrafine partikler (UFP).

Studier som la grunnlag for utvelgelse av effektestimater utdypes under del-kapittel 3.5.

3.3 Narvik, studiepopulasjon og prosjektområde

Narvik er den tredje største by og kommune i Norland fylke (pinnet i figur 6) med over 18 600 innbyggere i 2018 (Statistisk sentralbyrå, u.å.-a), Narvik er en kystkommune som ligger

Figur 6. Fra *GeoInnsyn Narvik* via www.narvik.kommune.no

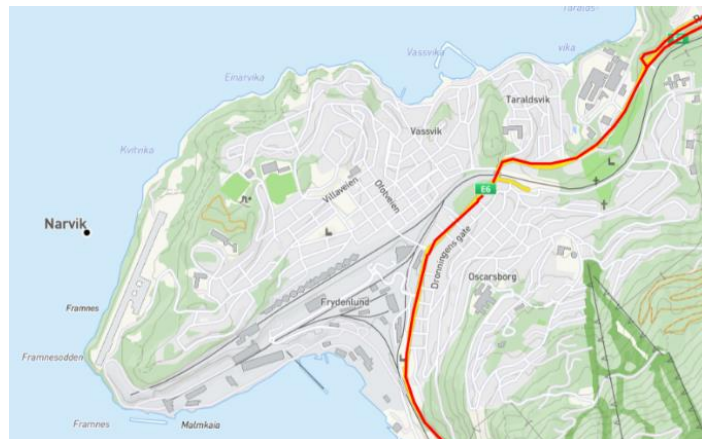


et godt stykke inn i Ofotfjorden/Herjangsfjorden og er preget av kyst- og fjellandskap. Narvik regnes som et viktig logistikk- og kommunikasjonsknutepunkt, da hovedfartsåren mellom nord og sør (europavei 6) går gjennom Narvik sentrum, og er koblet til hovedfartsåren mellom øst og vest (europavei 10) snaue 7 km nord for Narvik sentrum (Narvik Kommune, 2017).

Til Narvik fraktes godstransport mellom Sør og Nord-Norge via jernbanen (Ofotbanen), hvor endestoppet er Narvik stasjon i sentrum. Videre transport til resten av Nord-Norge foregår med tungtransport på europavei 6. Jernbanen i Narvik har også forbindelse til resten av

Europa, med videre forbindelser til Asia. Både jernbanen og E6 har dermed stor betydning for turisme og persontrafikk. Veistrekningen gjennom byen har derfor stor trafikkbelastning av både tungtransport og persontransport. I tillegg er Narvik den viktigste havnen for utskipping av jernmalm på grunn av helårs isfri havn. Jernmalindustrien drives av svenskeide LKAB, som er den største produsenten av jernmalm i Europa. Jernmalmen utvinnes i Kiruna i Sverige, og har blitt fraktet med jernbanen til Narvik havn for videre distribusjon til resten av verden siden oppstart i 1902 (LKAB, 2017; Narvik Havn KF, u.å.; Narvik Kommune, 2017).

Figur 7. Narvik by er lokalisert innerst i Ofotfjorden. Vi ser LKABs kaianlegg i byens vestre del og europavei 6 som går gjennom byen (merket med rødt) (www.kommunekart.no).



Narvik kommune har ansett disse faktorene som høyst medvirkende til den lokale luftforurensningen, men har ikke før utarbeidelsen av tiltaksutredningen kunnet sagt om i hvilken grad det har vært et problem, eller hvilke kilder som bidrar mest (Narvik Kommune, 2017).

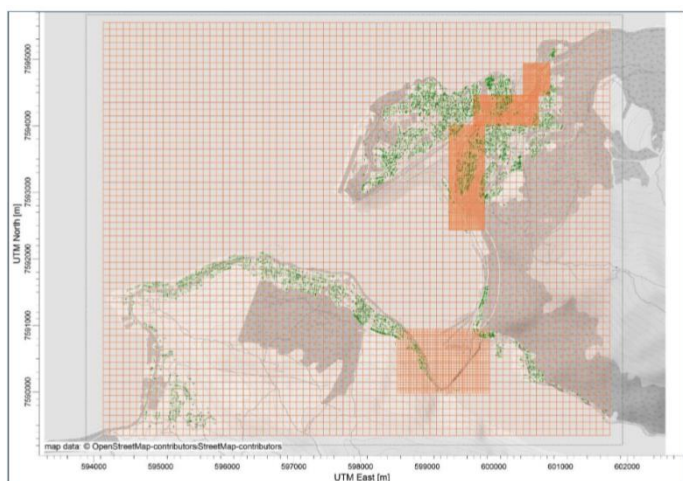
Folkehelseprofilen for Narvik kommune (Folkehelseinstituttet, 2019a) viser at Narvik har økende aldrende befolkning, med en høyere andel over 80 år enn landsgjennomsnittet, mens andelen barn (< 17 år) er lavere enn i landet ellers. Forventet levealder ut fra utdanning, er likt som landsgjennomsnittet, og Narvik er på linje med resten av landet for andel med høyere utdanning. Ser man på statistikk over helsen i Narvik, finner man at Narvik har høyest forekomst av hjerte- og karsykdommer enn både landsgjennomsnittet og innad i Norland fylke, og har flest brukere som oppsøker primærhelsetjenesten grunnet hjerte-kar-diagnoser. Narviks befolkning har også høyest bruk av legemidler mot hjerte-karsykdommer. Videre er andelen som dør av lungekreft høyere i Narvik enn for Norland fylke og landet for øvrig. Det samme gjelder for kols. Narvik har også høy forekomst av overvekt og diabetes type 2, og har høyere bruk av diabetes-medisiner enn resten av landet (Folkehelseinstituttet, 2019b).

Fra Narvik kommune sin egen helseoversikt – «Vår helse» - *Helseoversikt over Narvik kommune 2017* – påpeker kommunen at Narvik har en rekke områder som medfører risiko for negativ utvikling i folkehelsen, og at utvikling og oppdatering over helseoversikten bør bli benyttet som et grunnlag for planlegging i fremtiden (Narvik Kommune, 2017).

Prosjektområdet:

Selve prosjektområdet er definert av COWI AS i COWI (2018). For å inkludere alle kildene som kunne påvirke luftkvaliteten i Narvik by og omegn, ble det definert et prosjektområde på 8.0 x 6.5 km, vist i figur 8.

Figur 8: Prosjektområdet fremstilt i spredningsprogrammet AERMOD View (COWI, 2018)



3.4 Luftforurensningsdata

Luftforurensningsdata ble tilsendt fra COWI som shapefile-filer, som har gjort konsentrasjonsberegninger av PM₁₀ og NO₂ ved hjelp av spredningsmodellen AERMOD View. AERMOD View er en gaussisk spredningsmodell utviklet av det amerikanske forskningsinstituttet Environmental Protection Agency (EPA, u.å.), og er anbefalt av Norsk institutt for luftforskning (NILU) til bruk i luftmodellering gjennom veilederen Nasjonalt informasjonsenter for modellering av luftkvalitet (ModLUFT, u.å.). Det primære bruksområdet for spredningsmodeller er å beregne luftkonsentrasjon i omgivelsene som følge av et gitt utslipp av en eller flere forurensningskomponenter (ModLUFT, u.å.). Fordeling av befolkningens eksponering for risikofaktoren, er helt avgjørende for å beregne pålitelige estimater av tilskrivbare andeler av helseutfall.

AERMOD tar utgangspunkt i reell meteorologi (som vindretning, vindstyrke, nedbør, temperatur, stråling, lufttrykk etc.), og bruker kjemiske og fysiske lover til å beregne spredning av komponenter som for eksempel PM₁₀. Styrken av modellen bestemmes av de inngangsdata man bruker (ModLUFT, u.å.). AERMOD er anbefalt for luftmodellering i områder med kompleks topografi, og har vist å gi høy grad av nøyaktighet for områder innenfor 10 km fra utslippskilder ved langtidsmodellering (Leelőssy et al., 2014). Den anses derfor som godt egnet for prosjektområdet Narvik. I beregningene for Narvik ble det benyttet en mengde inngangsdata. Dette er topografidata som terreng, meteorologiske data med egne vindroseberegninger og bakgrunnskonsentrasjoner som langtransportert luftforurensning. Videre ble det gjort utslippsberegninger fra trafikk, tunnel, vedfyring, skipstrafikk og industri.

COWI beregnet konsentrasjoner for komponentene PM₁₀ og NO₂ for året 2017 (heretter kalt «dagens situasjon»), for et fremtidig scenario uten tiltak for året 2022 (heretter kalt «0-alternativ»), og for et fremtidig scenario hvor tiltak med tunnel var iverksatt (heretter kalt «tiltak 1»).

I beregningene for alle scenarioene ble det brukt bakgrunns- og utslippsdata for året 2017. Grunnen til at det ble beregnet et 0-alternativ for 2022, var for å få en reell effekt av tiltak for 2022, da utslippene vil endres over tid, i takt med utvikling og ny teknologi. De viktigste endringene for Narvik fra 2017 til 2022 er nedgang av utslipp fra vedfyring som følge av mer miljøvennlig oppvarming av boliger, reduksjon av utslipp fra eksos som følge av bedret motorteknologi, og redusert utslipp fra LKABs havn grunnet omlegging av anlegg. En

utfyllende beskrivelse av metodikken er beskrevet i COWI sin delrapport I (COWI, 2018) og i tiltaksutredningen for Narvik kommune (COWI, 2019).

Resultater av tiltaksutredningen for Narvik kommune

Resultater fra beregningene for året 2017 viste at årsmiddelkonsentrasjoner av både PM₁₀- og NO₂-nivåene lå godt under dagens grenseverdier i forurensningsforskriften i de fleste områder. Veitrafikk var den viktigste kilden til utslipp av PM₁₀ i Narvik sentrum, hvor E6 vil ha konsentrasjoner tilsvarende rød og gul sone i henhold til retningslinje for behandling av luftkvalitet i plan- og bygningsloven (T-1520). I tillegg var enkelte veinære områder, samt områder utenfor tunnelmunningen fra Fagernestunnelen, og området rundt LKABs anleggsområde tilsvarende rød sone, hvor grenseverdier av årsmiddelkonsentrasjoner av PM₁₀ overskrides. Disse områdene er dog ikke steder hvor mennesker i stor grad oppholder seg eller bor. Det største bidraget av PM₁₀ fra veitrafikk kom fra oppvirvling av veistøv (COWI, 2019).

For 0-alternativ i 2022 er både PM₁₀- og NO₂-nivåene redusert ytterligere som følge av nettoreduksjonen fra flere utslippskilder, hvor den største reduksjonen ses for NO₂.

For et fremtidig scenario med tiltak for 2022, er PM₁₀- og NO₂-konsentrasjoner beregnet for 3 forskjellige tiltakspakker. Tiltak 1 er å legge E6 som går gjennom Narvik sentrum i tunnel (kalt Narviktunnelen). Dette vil etter beregninger lede 40 % av den opprinnelige trafikkmengden gjennom Narvik sentrum over i Narviktunnelen, hvor 70 % av tungtransportandelen reduseres (COWI, 2019). Det er i tillegg beregnet scenarioer for to andre tiltak. Tiltak 2 er å etablere en miljøgate gjennom Narvik sentrum med fokus på tilrettelegging av gang- og sykkelveier, samt parkeringsrestriksjoner. Det tredje tiltaket er å redusere piggdekkandelen.

Selv om kartleggingen ikke avdekket noen overskridelser i Narvik sentrum, viste utredningen at veitrafikk i Narvik sentrum representerte en betydelig kilde til forurensningssituasjonen i områder hvor mennesker oppholder seg, jobber og bor. For NO₂ forventes det ikke overskridelser utover det kartleggingen viste i fremtiden, grunnet forbedret motorteknologi som vil bidra til å redusere NO₂-utslipp jevnt og trutt med årene. Oppvirvling av veistøv vil ikke reduseres tilsvarende og er spesielt aktuelt på grunn av utstrakt piggdekkbruk i Narvik i vintermånedene, inkludert mye tungtransport. COWI anbefalte på grunnlag av dette å gjennomføre tiltak rettet mot trafikken, hvor tiltak 1 ville bidra til størst reduksjon av PM i

Narvik sentrum (COWI, 2019). Av denne grunn er det i denne studien beregnet helseeffekter for tiltak 1. Planlagt beliggenhet for Narviktunnelen er vist i supplerende vedlegg, figur S3.

Det er viktig å trekke frem at for alle scenarioene ble det brukt bakgrunns- og utslippsdata for året 2017. For dette året ble tiltak med veirenhold iverksatt. Årsmiddelkonsentrasjonen for PM_{10} ble redusert med 36 % fra 2016 til 2017 (COWI, 2019). COWI trekker fram at det er sannsynlig at en del av denne reduksjonen kan skyldes effekten av veirenhold selv om det er usikkert i hvor stor grad, da meteorologiske faktorer som vind og nedbør kan spille en stor rolle. Det er også nødvendig med lenger dataserier for å kunne se en reell trend. Men videre vises det til at rengjøringstiltak som er gjort i andre byer som Bergen og Trondheim, har bidratt til drastisk forbedring av svevestøvs-nivåer.

Rengjøringstiltak er kortsiktige tiltak som også er kostnadmessig dyre, og veirenholdet i Narvik ble stoppet i juni i 2018. Ser man på resultater fra 2018, har derimot nivåene av PM_{10} økt fra 2017 (figur S3, vedlegg). Det er som nevnt ingen tidligere kontinuerlige målinger av luftkvaliteten i Narvik, og dermed har man lite sammenligningsgrunnlag. NILU skriver i en e-post at de har registrert målinger av PM_{10} i Narvik en gang tidligere. Dette var fra november i 2008 til mai 2009. Målingene viste 14 overskridelser av døgnmidlet PM_{10} i løpet av denne 7-måneders perioden. I en e-post fra Fylkesmannen i Norland bekreftes dette, og det oppgis at oppdragsgiver for målingene var LKAB i forbindelse med en søknadsprosess.

3.5 Effektestimater

Effektmål ble samlet inn i form av relativ risiko (RR) eller hazard ratio (HR) fra epidemiologiske studier som har undersøkt forholdet mellom PM_{10} og helseutfall for totalt dødsfall (alle årsaker), dødelighet av hjerte-kar-sykdom samlet, dødelighet av iskemisk hjertesykdom, og utvikling av lungekreft. Flertallet av studier var kohortstudier.

Viktige krav for studiene var at de (a) måtte ta utgangspunkt i PM_{10} ved adressepunkt (unntaksvis for metaanalyser som også inkluderte studier med ulik eksponeringsvurdering), (b) rapportere resultater i form av RR eller HR, (c) operere med en økning på $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per enhet risiko, (d) se på langtidseksponering i form av årlig eller flere års gjennomsnitt, og (e) oppgi ICD-koder for utfall (for dødelighet alle årsaker skulle det være presisert ekskludering av ulykker og selvmord, betegnet som «voldsomme dødsfall» i ICD-10). Studier som brukte ICD-9-koder ble konvertert til ICD-10-koder.

Kohortstudier ble vurdert etter størrelse på kohorten(e), og det ble vektlagt de studiene som hadde tatt høyde for flest konfunderende faktorer. Av samme grunn er det kun sett på studier publisert etter 2012, hvor de nyeste er vektlagt da kunnskap og utvikling i eksponeringsteknikk og konfunderende faktorer har økt.

Grunnet svært ulike årlige konsentrasjoner av PM₁₀ globalt sett, og med en usikkerhet på om risiko for de ulike helseutfallene er lineære, ble studier som så på områder med relativt lave konsentrasjoner av årlig PM₁₀, og studier som var fra Nord-Europa (spesielt Skandinavia), vektlagt.

Jeg valgte å ta gjennomsnitt fra flere kohortstudier, eller bruke det samlede effektmålet fra en metaanalyse, da det å vekte flere studier opp mot hverandre ville blitt en for omfattende oppgave med tanke på dette prosjektets rammeverk.

For dødelighet alle årsaker og dødelighet av hjerte- og karsykdommer samlet, ble det tatt et gjennomsnitt av relative risikoer hentet fra de tre nyeste kohortstudiene som passet inklusjonskriteriene. Dette var en dansk kohortstudie av Hvidtfeldt et al. (2019), en engelsk-walisisk historisk kohort av Hansell et al. (2016) og en nederlandsk kohort av Fischer et al. (2015) med gjennomsnitt RR på 1.08 for dødelighet alle årsaker, og 1,15 for dødelighet av hjerte- og karsykdommer. Relativ risiko for dødelighet av iskemisk hjertesykdom ble hentet fra en metaanalyse av Zhao et al. (2017) på 1,12. For utvikling av lungekreft var effektestimatet generelt høyt, men sprikende. For å unngå overestimering ble RR satt til 1,22 fra ESCAPE-studien av Raaschou-Nielsen et al. (2013), hvor RR-estimatet også hadde konsensus fra eldre og nyere studier.

Tabell 2: Relativ risiko (RR) for hvert utfall per 10 µg/m³ økning og som benyttes i oppgaven.

	Dødelighet Alle årsaker¹	Dødelighet HKS²	Dødelighet IHS²	Sykelighet, lungekreft
ICD10-koder		I00-99	I20-25	C33-34
RR per 10 µg/m³ økning	1.08	1.15	1.12	1.22

¹ Ekskludert ulykker og selvmord

² HKS = Hjerte- og karsykdom. IHS = iskemisk hjertesykdom

3.6 Geografiske analyser

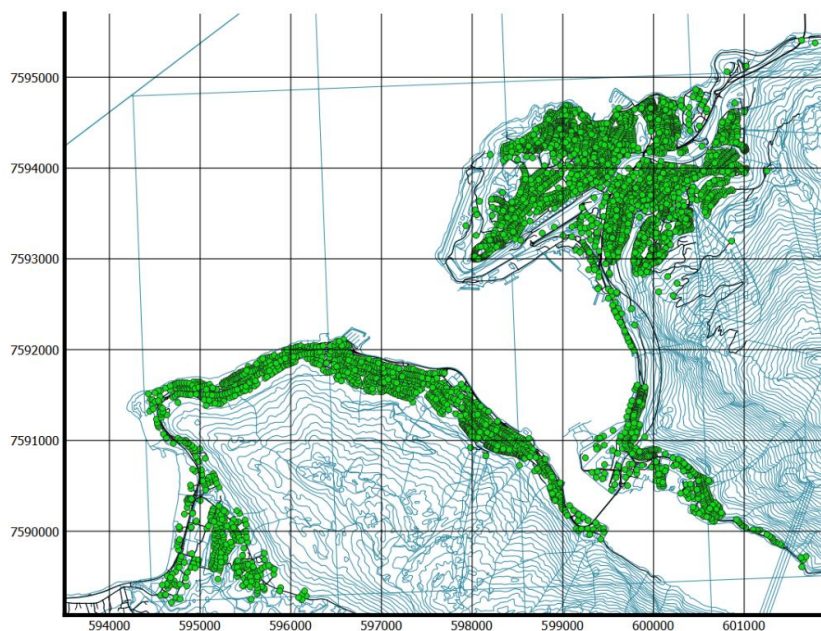
Alle beregninger og analyser ble utført i det geografiske informasjonssystemet QGIS (Quantum geographic information system). I oppgaven benyttet jeg flere kilder av stedfestede data for Narvik kommune. Dette var kartlag fra databasene N50 kartdata, Vbase og matrikkeldata for adressepunkter. Alle kartdata er hentet fra GeoNorge sine nettsider (www.geonorge.no). GeoNorge driftes av Kartverket, og blir kontinuerlig oppdatert.

N50 kartdata gir informasjon om blant annet arealdekke, hvor terrengdata ble benyttet. Vbase er data for alle kjørbare veier lengre enn 50 meter, samt gang- og sykkelveier. N50 og Vbase ble brukt som bakgrunnskart for å definere studieområdet og for å gi en presis visuell analytisk fremstilling, og hadde ut over dette ingen funksjon i selve beregningene.

Matrikkeldata gir oversikt over alle adressepunkter for Narvik kommune, og ble avgrenset til prosjektområdet. Prosjektområdet er avgrenset i QGIS med linje-funksjon i kilometer, og UTM 33-koordinater markert i rutenett fra 7589250 til 7595500 nord, og fra 594000 til 601750 øst, slik det er definert i tiltaksutredningen for Narvik. Adressepunktene ble deretter avgrenset til prosjektområdet ved *Select features by area*-funksjonen i QGIS. For prosjektområde Narvik er det 5036 adressepunkter.

Referansesystemet som ble brukt for alle kartlagene var WGS 84, UTM sone 33N, EPSG: 32633.

Figur 9: Fremstilling av prosjektområdet i QGIS med rutenett på 1 x 1 km, og tilhørende koordinater i meter langs x og y-aksen (UTM 33N). Adressepunkter er markert som grønne punkter. Bakgrunnsdata er linjedata fra N50 og Vbase.



Beregning av eksponering

De beregnede luftforurensningsdata for året 2017, og fremtidig scenario for 2022 med og uten tiltak, ble tilsendt som shapefile-filer, og foreligger som polygoner. De ulike polygonene betegner områder med like nivåer av komponentene PM₁₀ og NO₂.

For å estimere utendørs konsentrasjon av PM₁₀ for hvert adressepunkt i prosjektområdet Narvik, koblet jeg luftforurensningsdatasettene til adressepunktene ved å benytte *Join attributes by location*-funksjonen i QGIS. Deretter kategoriserte jeg PM₁₀-verdiene inn i enheter på 10 µg/m³, basert på et gjennomsnitt av minimums- og maksimumsverdiene. Hver kategori fikk et tall fra 0 til 3, som så ble koblet til hvert adressepunkt:

- 1 = mindre enn 10 µg/m³
- 2 = 10 – 20 µg/m³
- 3 = Mer enn 20 µg/m³
- 0 = alle punkt uten tilknytning til eksponering.

Antall adressepunkter i hver kategori ble oppsummert i QGIS ved å benytte funksjonen *statistic by categories*.

Grunnet usikkerhet rundt fordelingen av NO₂ for adressepunkter, beregnet jeg egne eksponeringsverdier for NO₂, i tillegg til PM₁₀. Resultatene viser at færre boligadresser vil eksponeres for NO₂ enn for PM₁₀ i fremtiden, og samsvarer med konklusjonen fra tiltaksutredningen, hvor NO₂ ikke vil være en utfordring. Dette er vist som supplerende vedlegg i figur S1.

Beregning av relativ risiko

Etter å ha beregnet eksponeringsverdier ved hvert adressepunkt, ble hver eksponeringskategori tilordnet en verdi av relativ risiko avhengig av PM₁₀-verdien (vist i tabell 3 under).

Det er fortsatt usikkerheter knyttet til formen på eksponerings-responsammenheng for PM og negativt helseutfall. Mye tyder på at det er en lineær sammenheng mellom PM₁₀ og helseutfall, spesielt innenfor en begrenset bredde av eksponeringsnivåer (Lippmann, 2005; Martuzzi, Krzyzanowski & Bertollini, 2003). Siden Narvik har relativt lave årsmiddelnivåer, brukes det derfor en lineær sammenheng som innebærer lik økning i relativ risiko per enhet,

satt til $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, over hele eksponeringsbredden. Dette er også brukt i studiene som relative risikoer er hentet fra. Å bruke en standard økning på $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gjør det dermed mulig å kombinere effekten av PM_{10} fra flere studier, og mellom ulike land.

For å beregne risiko ved ulik eksponering av PM_{10} , delte jeg RR inn tre i kategorier avhengig av verdien til PM_{10} . Kategoriene startet på startet $0 - 9,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, som var referansegruppen, og økte med $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per PM_{10} -kategori. RR ble lagt inn for de ulike kategoriene ved hjelp av if-funksjonen med formelen:

$$\text{If} ('PM10_kat' = 1, 1, \text{if} ('PM10_kat' = 2, \text{RR}, \text{if} ('PM10_kat' = 3, \text{RR}^2, 1, 0)))$$

Formelen tilordner en relativ risiko i forhold til referansegruppen på $<10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Beregning av tilskrivbare andeler

For hvert adressepunkt beregnet jeg deretter tilskrivbar andel (TA) for de ulike utfallene i hvert scenario med formelen (Webb et al., 2017):

$$TA = \frac{\text{Relativ risiko} - 1}{\text{Relativ risiko}}$$

Videre ble antall forventede dødsfall per husstand forårsaket av grad av eksponering for PM_{10} og tilhørende risiko for helseutfall beregnet. Her hentet jeg insidensrater fra KommuneHelse statistikkbank (se supplerende vedlegg, tabell S1). Det foreligger ustandardiserte insidensrater for Narvik kommune, med 18 638 innbyggere, som antas å representere studieområdet, med 14 880 innbyggere i 2017. Innbyggertallet i prosjektområdet ble beregnet ut fra tall hentet fra statistisk sentralbyrå (SSB), som inkluderer Narvik by og Håvik (Statistisk sentralbyrå, u.å.-b). Antall personer per husstand i Narvik for 2017 var 2,11 i 2017 ifølge SSB (Statistisk sentralbyrå, u.å.-a).

Formelen for forventet antall døde per hus er uttrykt som:

$$((2.11 * \text{insidensrate}) / 100\ 000) * TA$$

Operasjonene ble utført i *Field calculator* i QGIS.

Til slutt ble parameterne summert QGIS-operasjonen *basic statistic for fields* for hvert enkelt scenario («dagens situasjon, 2017», «0-alternativ, 2022» og «tiltak 1, 2022») for å beregne den samlede tilskrivbare andelen for befolkningen i prosjektområde Narvik.

Befolkningens tilskrivbare andel (Population attributable fraction, PAF) er et uttrykk for hvor stor andel av et helseutfall i en gitt populasjon som skyldes en gitt eksponering (Webb et al., 2017).

Tabell 3: Insidensrater per 100 000 per år for Narvik kommune og relativ risiko (RR) for hvert spesifikke utfall forårsaket av eksponering av PM₁₀ per 10 µg/m³ økning.

	Tidlig død, alle årsaker*	HKS, dødelighet	IHS, dødelighet	Lungekreft, sykkelighet
Insidensrate	265,5	58,6	29,6	72,2
RR per økning i µg/m³				
0 - 9,99	1,000	1,000	1,000	1,000
10 - 19,99	1,08	1,15	1,12	1,22
> 20	1,166	1,323	1,254	1,488

* ekskludert ulykker og selvmord
 IKS = hjerte- og karsykdom. IHS = iskemisk hjertesykdom

3.7 Ethiske vurderinger

All forskning reguleres av etiske normer og verdier. Denne studien er utarbeidet i tråd med retningslinjer fra Den nasjonale forskningsetiske komite for samfunnsfag og humaniora (NESH).

I studien er det ikke benyttet persondata eller annen data som kan føre til identifisering av personer, og det var ikke nødvendig å søke om godkjenning fra Regionale komiteer for medisinsk og helsefaglig forskningsetikk (REK), eller Norsk samfunnsvitenskapelige datatjeneste (NSD). Videre har dette vært en pågående prosess samtidig med utarbeidelsen av Narviks tiltaksutredelse. Alt materiale i som er tilsendt fra COWI og plan- og miljøavdelingen i Narvik, er blitt behandlet konfidensielt etter avtale med Narvik kommune.

Studien er ikke finansiert av noen, ei heller en del av et større prosjekt, og oppgaven er dermed ikke påvirket av eventuelle interessenter.

4.0 RESULTATER

4.1 Resultater fra eksponeringsberegninger

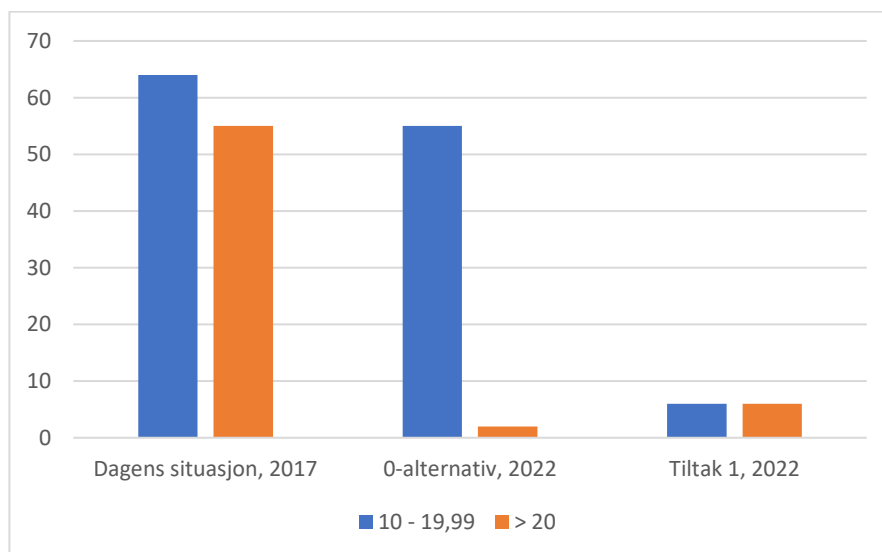
Resultater fra eksponeringsberegningene viser at flertallet av adressepunktene vil utsettes for en eksponering på mindre enn $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for årsmiddelkonsentrasjoner av PM_{10} . For dagens situasjon vil totalt 66 adressepunkter utsettes for en årsmiddelkonsentrasjon på mer enn $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mens for tiltak 1 med E6 i tunnel (Narviktunnelen) vil antallet reduseres til totalt 12 adressepunkter. Tabell 4 viser beregnet antall adressepunkter for hver PM_{10} -kategori ved hvert scenario.

Tabell 4: Beregnet antall eksponerte adressepunkter for hver PM_{10} -kategori for dagens situasjon, 0-alternativ og tiltak 1.

PM10 Kategori	Dagens situasjon, 2017	0-alternativ 2022	Tiltak 1, 2022
1: < 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	4970	4979	5043
2: 10-19,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	64	55	6
3: > 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	2	2	6

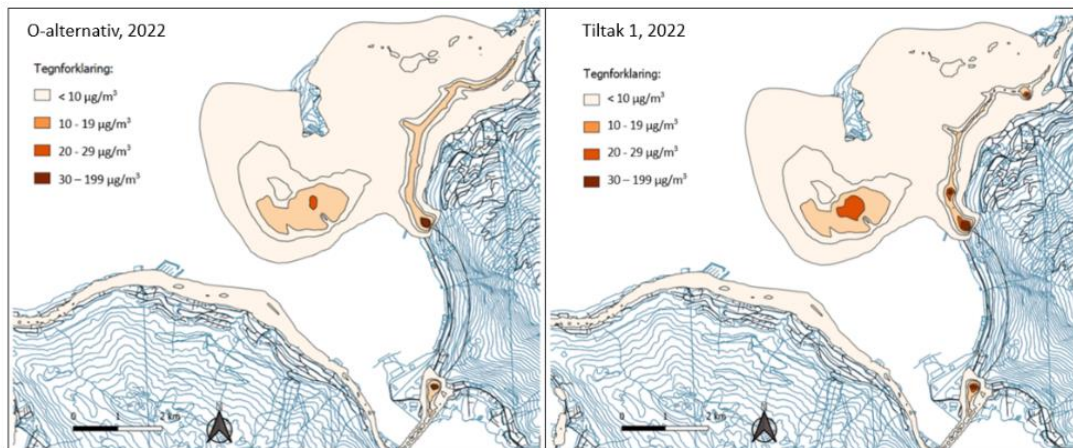
Figur 10 viser antall adressepunkter som blir eksponert for PM_{10} over $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Det er viktig å påpeke at tiltak 1 må ses opp mot 0-alternativet, da tiltak 1 er estimert ut fra luftforurensningsdata for 0-alternativet i 2022.

Figur 10: Beregnet antall eksponerte adressepunkter for PM_{10} -nivåer over $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ved de ulike scenarioene.



64 adressepunkter er eksponert for PM₁₀-nivåer over 20 µg/m³ for dagens situasjon (2017), og vil bli redusert til to adressepunkt for et 0-alternativ i 2022. Tiltak 1 vil derimot medføre at fire ytterligere adressepunkter utsettes for nivåer over 20 µg/m³ i forhold til 0-alternativet. Dette er grunnet en lokal økning av PM₁₀-konsentrasjoner omkring tunnelmunningene for den planlagte Narviktunnelen. Dette vises i figur 11, hvor jeg viser fordelingen av årsmiddelkonsentrasjoner for PM₁₀ for 0-alternativ og tiltak 1, fremstilt i QGIS. Her ser man at de mørke røde områdene, som indikerer høyere nivåer av PM₁₀, er større rundt tunnelmunningen for tiltak 1. Den planlagte beliggenheten av Narviktunnelen er vist i supplerende vedlegg (figur S3). Det vil også være noen endringer i spredningsmønsteret omkring LKABs anlegg, men dette vil ikke påvirke PM₁₀-eksponering for adressepunkter.

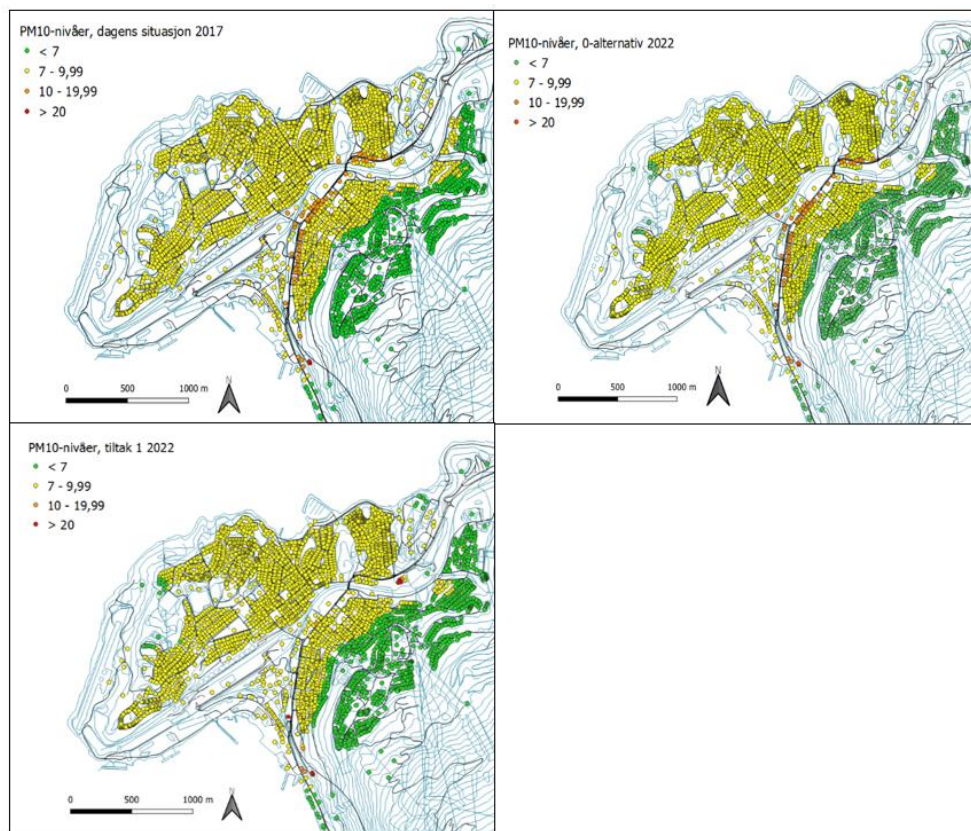
Figur 11: Beregnet fordeling av årsmiddelkonsentrasjoner av PM₁₀ for 0-alternativ (til venstre) og tiltak 1 (til høyre) for 2022.



Områdene med lavere konsentrasjoner av PM₁₀ (lysere farge) som vises i figur 11, vil derimot reduseres for tiltak 1, hvor flere adressepunkter er lokalisert. Dette vises i figur 12 under, hvor PM₁₀-nivåene er fremstilt for hvert adressepunkt i Narvik sentrum i QGIS.

For dagens situasjon i 2017, og 0-alternativ for 2022, vises at adressepunktene langs E6 har en høyere eksponering av PM₁₀-nivåer enn for tiltak 1, hvor E6 er lagt i tunnel.

Figur 12: Fremstilling av årsmiddelkonsentrasjoner for PM₁₀ ved hvert adressepunkt i Narvik sentrum for «dagens situasjon 2017 øverst til høyre, «0-alternativ 2022» øverst til venstre og «tiltak 1 2022» nederst. Verdiene av PM₁₀ er i µg/m³.



4.2 Resultater fra beregninger av tilskrivbare andeler, og forventet effekt av tiltak 1

Tabell 5 viser beregnet andel forventede årlige dødsfall og sykkelighet av spesifikt helseutfall forårsaket av eksponering for PM₁₀ for dagens situasjon (2017), 0-alternativ (2022) og tiltak 1 (2022) basert på estimerte risikoestimer.

Tall for totalt antall dødsfall, og nye tilfeller av lungekreft for hvert helseutfall i Narvik kommune for 2017 er vist i tabell S2 i vedlegg for supplerende tabeller. Tallene er hentet fra kommunehelse statistikkbank (Folkehelseinstituttet, 2019b).

Tabell 5: Beregnet andel forventede årlige dødsfall samlet, og av spesifikt helseutfall, og beregnet andel nye tilfeller av lungekreft i Narvik forårsaket av eksponering for PM₁₀ for hvert scenario.

	Dødelighet, alle årsaker	Dødelighet HKS	Dødelighet IHS	Sykelighet lungekreft
Dagens situasjon, 2017	0,053	0,020	0,008	0.033
0-alternativ, 2022	0,046	0,017	0,007	0,029
Tiltak 1, 2022	0,012	0,004	0.002	0,007

De absolutte tallene for hvert helseutfall kan ikke summeres. Disse er beregnet uavhengig av hverandre, og for dødelighet vil dette innebære dobbelttelling.

44,9 personer døde for tidlig i Narvik kommune i 2017. Ifølge mine beregninger kan 0,053 dødsfall av disse tilskrives luftforurensning av PM₁₀-konsentrasjoner for dagens situasjon (2017), som tilsvarer 0,12 %. For hjerte- og karsykdommer kan 0,20 % tilskrives PM₁₀, og for iskemiske hjertesykdommer kan 0,25 % tilskrives PM₁₀. 13,4 personer i Narvik utviklet lungekreft i 2017, hvor 0,25 % av disse kan tilskrives eksponering for PM₁₀.

Tabell 6 viser den beregnede reduksjonen av dødelighet og sykelighet som følge av at tiltak 1 er iverksatt i forhold til 0-alternativer for 2022.

Tabell 6: Beregnet forventet reduksjon av dødelighet og sykelighet som følge av tiltak 1 for året 2022.

	Dødelighet, alle årsaker	Dødelighet HKS	Dødelighet IHS	Sykelighet lungekreft
Reduksjon (%)	73,91 %	76,47 %	71,43 %	75,86 %

Vi ser at det for tiltak 1 vil gi en betydelig reduksjon i andel sykelighet og dødelighet. Effekten av tiltak 1 vil være tilnærmet like for de ulike utfallene, men for tidlig død av hjerte- og karsykdommer, er den beregnede relative effekten størst.

5.0 DISKUSJON

Jeg fant svært lave tall for beregnet dødelighet og tilfeller av lungekreft tilskrevet langtidseksponering over ett år av PM₁₀-nivåene i Narvik for 2017. I et fremskrevet scenario for året 2022 uten tiltak, vil konsentrasjonen av PM₁₀ synke ytterligere. Likevel viste beregninger av den relative effekten på tiltak 1 med å legge E6 i tunnel, at dette vil gi en stor reduksjon av sykkelighet og dødelighet tilskrevet PM₁₀.

En forklaring til den lave tilskrivbare andelen i Narvik, er de lave årsmiddelkonsentrasjonene for PM₁₀ i 2017, som videre gav grunnlag for beregninger for scenarioene i 2022. Det er stor sannsynlighet for at rengjøringstiltak som ble iverksatt i 2017, bidro til de lave nivåene. Det var i tillegg forventet at et 0-alternativ i 2022 ville gi en ytterligere reduksjon av PM₁₀-nivåene som følge av teknologisk utvikling, som samsvarer med nedgang av antall overskridelser man ser ellers for norske byer og tettsteder.

En videre forklaring på de lave tilskrivbare andelene, er at relative risikoer for PM₁₀, og luftforurensende komponenter generelt, er små, og nærme 1. Dette indikerer en lav individuell risiko. For store befolkningsgrupper kan dette gi større bidrag til konsekvenser for helsen selv ved lave konsentrasjoner, men for mindre områder som prosjektområde Narvik, vil risikoen være liten.

Denne studien har flere begrensninger og usikkerheter. For det første er det usikkerheter knyttet til effektestimater hentet fra befolkningsstudier som hovedsakelig består av kohortstudier. I slike studier kan både konfundering og eksponeringsvurderinger bidra til feil. Det er mange helseutfall som kan relateres til luftforurensning, men som har andre årsaker. Studier jeg har tatt med som grunnlag for mine beregninger er relativt nye, og har justert for en rekke faktorer man antar kan ha sammenheng med utfall relatert til luftforurensning. Fra eldre studier det som regel alltid justert for aldre, kjønn og sosioøkonomisk status eller inntekt. I nyere studier er det også tatt med kostholds faktorer som frukt- og grøntinntak, alkoholkonsum, BMI, andre sykdommer for nevne noe. For hjerte- og karsykdommer er støy ansett å spille en rolle. Her ser man at for en del nyere kohortstudier, er det ikke justert for støy. Av de tre kohortstudiene som la grunnlag for dødelighet av hjerte- og karsykdommer og dødelighet av alle årsaker i mine beregninger, var støy justert for i én av studiene. Støy var også tatt med i noen av studiene som ble inkludert i metaanalysen som la grunnlag for iskemiske hjertesykdommer.

Når det gjelder eksponeringsvurdering i kohortstudier, er dette også alltid befestet med usikkerheter, både i forhold til metodikken bak spredningsberegninger, og som følge av den individuelle eksponeringen. For mine egne resultater, består eksponerings-usikkerhetene blant annet av metoden som er brukt av COWI i tiltaksutredningen for Narvik kommune. Modellberegninger vil aldri kunne gjenspeile virkeligheten med 100 % sikkerhet. Usikkerheten til modellresultatene er blant annet avhengig av påliteligheten og nøyaktigheten til grunnlagsdataene for blant annet utslippskilder, meteorologi og bakgrunnskonsentrasjoner. I tillegg vil beregninger for et fremtidig tiltak gi ytterligere usikkerheter, som følge av enda flere ukjente faktorer, og beregninger av beregninger. I tiltaksutredningen fra COWI (2019) har de gjennomgått disse usikkerhetene.

Jeg har beregnet eksponering for adressepunkter. Dette gir kun informasjon om eksponering ved boliger, og ikke nødvendigvis den reelle individuelle eksponeringen. De fleste oppholder seg ved flere områder enn hjemmet. Mange tilbringer store deler av dagen på jobb, skole eller andre arenaer. I tillegg er det stor individuell forskjell på hvordan man ferdes innen et område. Likevel viser studier at for langtidseksponering over et år, kan eksponering ved boliger være et relativt godt estimat.

Andre usikkerheter i studien, er antall personer per bolig. Jeg har beregnet et gjennomsnitt per bolig oppgitt av statistisk sentralbyrå, men det kan være flere personer enn den gjennomsnittlige andelen i hver bolig. Innen et begrenset området med for eksempel høye konsentrasjoner av PM₁₀, som nær E6, kan det for eksempel være en klynge av boliger med flere personer enn gjennomsnittet. Tilsvarende kan det være flere adressepunkter samlet med færre personer i en bolig enn oppgitt i et område med lave konsentrasjoner. Dette er typiske feil for studier som ser på hele befolkningsgrupper innen et geografisk område, hvor man ikke ser de individuelle forskjellene. Dette viser at jeg også dermed kun har sett på en gjennomsnittsperson for Narvik. Jeg har ingen kunnskap om enkeltmenneskene, som kan endre risikoen for helseutfall. Dette er for eksempel sosioøkonomisk status, alder, kjønn, bakenforliggende sykdom etc.

Det er også noen andre begrensninger for studien som er viktig å påpeke. Jeg ser kun på et utvalg av helseutfall. Andre utfall av PM₁₀ er også godt dokumentert, og eksponering for de ulike konsentrasjonene man finner i Narvik kan derfor bidra til større helseeffekter enn det jeg har funnet. Dermed vil ikke de tilskrivbare andelene jeg har funnet for PM₁₀ vise totaleffekten av den samlede luftforurensningen for Narvik.

Med dette vil jeg også påpeke noen styrker for studien. For det første har jeg benyttet geografiske informasjonssystemer. Dette gir nøyaktige beregninger av de estimerte PM₁₀-nivåene ved vært adressepunkt. Der foreligger også gode data på både dødelighet av hjerte- og karsykdommer og sykelighet av antall nye lungekrefttilfeller. Dette er på grunnlag av gode dødsårsaksregistre og kreftregisteret i Norge, som kan hentes på kommunenivå, og som gir rimelig presise data på insidensrater som er brukt i studien.

Til tross lave konsentrasjoner av PM₁₀ i Narvik, kan funnene i denne studien være interessante for Narvik kommune. Effekten av tiltak 1 viste betydelig reduksjon for alle helseutfall som følge av PM₁₀-eksponering. Statistikk over helsen i Narvik viser høy forekomst av sykelighet og dødelighet som kan relateres til luftforurensning, og det er en mulighet for at dette kan reduseres gjennom å legge E6 i tunnel. Dette fordi mye tyder på at svevestøv er et problem i Narvik, selv om konsentrasjoner for 2017 viste lave nivåer. Da renholdtiltak ble avsluttet, så man en økning i PM₁₀-nivåene. I tillegg kan effekter rettet mot veitrafikk, ha bi-effekter, som vises i modellen til Nieuwenhuijsen (2016). Å legge E6 i tunnel kan føre til blant annet mindre støy fra stor mengde veitrafikk, mindre plagethet fra veistøv, som der igjen kan bidra til at flere oppholder i sentrum. Videre kan dette bidra til sosiale møteplasser, og kan videre bedre psykisk og fysisk helse.

6.0 OPPSUMMERING OG KONKLUSJON

I denne kassstudien av Narvik, har jeg sett på helsekonsekvenser av langtidseksponering for PM_{10} i Narvik, og sett på hvilken effekt et fremtidig tiltak med tunnel kan ha for helseeffekter tilskrevet PM_{10} . Ifølge resultatene, har ikke Narvik en utfordring med helseskadelig luft av konsentrasjoner beregnet for året 2017. Videre viser resultatene at den relative effekten av å legge E6 som går gjennom Narvik sentrum i tunnel, vil ha en betydelig effekt for å redusere helseutfall knyttet til PM_{10} .

Videre for Narvik, kunne det vært interessant å også sett på andre forhold, som effekter av korttidseksponering, eller beregninger rettet mot enkeltgrupper. Videre hadde det vært interessant med beregninger hvor renholdstiltak ikke var igangsatt.

Metoden som er benyttet i denne oppgaven, kan og bør benyttes i andre studier knyttet til miljørettet helsevern og det kommunale folkehelsearbeidet.

Tiltak for å redusere luftforurensning kan ha stor betydning for å bedre folkehelsen. Det vil kunne bidra til å forebygge og redusere noen av de største folkesykdommene vi har i dag, og vil kunne minske andelen av for tidlig død.

REFERANSER

- Aasvang, G. M., Låg, M. & Schwarze, P. (2016). *Sykdomsbyrde som følge av luftforurensning i Oslo*. Nasjonalt folkehelseinstitutt: Område for smittevern, miljø og helse.
- Anderson, J. O., Thundiyil, J. G. & Stolbach, A. (2012). Clearing the Air: A Review of the Effects of Particulate Matter Air Pollution on Human Health. *Journal of Medical Toxicology*, 8(2), 166-175. <https://doi.org/10.1007/s13181-011-0203-1>
- Beelen, R., Raaschou-Nielsen, O., Stafoggia, M., Andersen, Z. J., Weinmayr, G., Hoffmann, B., ... Nieuwenhuijsen, M. (2014). Effects of long-term exposure to air pollution on natural-cause mortality: an analysis of 22 European cohorts within the multicentre ESCAPE project. *The Lancet*, 383(9919), 785-795. Hentet fra https://ac.els-cdn.com/S0140673613621583/1-s2.0-S0140673613621583-main.pdf?_tid=f16792f2-baaa-4cb2-8e8a-1023c2a1e467&acdnat=1548164030_d691406bce0d61f414269b10723e6ff4
- Beelen, R., Stafoggia, M., Raaschou-Nielsen, O., Andersen, Z. J., Xun, W. W., Katsouyanni, K., ... Hoek, G. (2014). Long-term Exposure to Air Pollution and Cardiovascular Mortality: An Analysis of 22 European Cohorts. *Epidemiology*, 25(3), 368-378. <https://doi.org/10.1097/ede.0000000000000076>
- Bell, L. B. & Samet, J. (2016). Air Pollution. I H. Frumkin (Red.), *Environmental health: from global to local* (bd. 3, s. 319 -240). San Fransisco: Jossey-Bass.
- Brook, R. D., Rajagopalan, S., Pope, C. A., Brook, J. R., Bhatnagar, A., Diez-Roux, A. V., ... Kaufman, J. D. (2010). Particulate Matter Air Pollution and Cardiovascular Disease. *Circulation*, 121(21), 2331-2378. <https://doi.org/doi:10.1161/CIR.0b013e3181d8e1>
- Cai, Y., Hodgson, S., Blangiardo, M., Gulliver, J., Morley, D., Fecht, D., ... Hansell, A. L. (2018). Road traffic noise, air pollution and incident cardiovascular disease: A joint analysis of the HUNT, EPIC-Oxford and UK Biobank cohorts. *Environment International*, 114, 191-201. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.02.048>
- COWI. (2018). *Luftsonkart for Narvik kommune: Delrapport I: Utslippsberegninger, metodikk og grunnlagsdata*.
- COWI. (2019). *Tiltaksutredning for lokal luftkvalitet, Narvik kommune*.
- Cui, P., Huang, Y., Han, J., Song, F. & Chen, K. (2014). Ambient particulate matter and lung cancer incidence and mortality: a meta-analysis of prospective studies. *European Journal of Public Health*, 25(2), 324-329. <https://doi.org/10.1093/eurpub/cku145>
- de Hoogh, K., Korek, M., Vienneau, D., Keuken, M., Kukkonen, J., Nieuwenhuijsen, M. J., ... Bellander, T. (2014). Comparing land use regression and dispersion modelling to assess residential exposure to ambient air pollution for epidemiological studies. *Environment International*, 73, 382-392. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.08.011>
- Dockery, D. W., Pope, C. A., Xu, X., Spengler, J. D., Ware, J. H., Fay, M. E., ... Speizer, F. E. (1993). An Association between Air Pollution and Mortality in Six U.S. Cities. *New England Journal of Medicine*, 329(24), 1753-1759. <https://doi.org/10.1056/NEJM199312093292401>
- Du, Y., Xu, X., Chu, M., Guo, Y. & Wang, J. (2016). Air particulate matter and cardiovascular disease: the epidemiological, biomedical and clinical evidence. *Journal of thoracic disease*, 8(1), E8-E19. <https://doi.org/10.3978/j.issn.2072-1439.2015.11.37>
- Eeftens, M., Beelen, R., de Hoogh, K., Bellander, T., Cesaroni, G., Cirach, M., ... Hoek, G. (2012). Development of Land Use Regression Models for PM2.5, PM2.5 Absorbance, PM10 and PMcoarse in 20 European Study Areas; Results of the ESCAPE Project. *Environmental Science & Technology*, 46(20), 11195-11205. <https://doi.org/10.1021/es301948k>
- EPA. (u.å.). Air Quality Dispersion Modeling - Preferred and Recommended Models. Hentet April, 2019 fra <https://www.epa.gov/scram/air-quality-dispersion-modeling-preferred-and-recommended-models>

- European Commission. (2010, 18. desember). Final Report Summary - ESCAPE (European study of cohorts for air pollution effects). Hentet fra <https://cordis.europa.eu/project/rcn/88859/reporting/en>
- Eze Ikenna, C., Hemkens Lars, G., Bucher Heiner, C., Hoffmann, B., Schindler, C., Künzli, N., ... Probst-Hensch Nicole, M. (2015). Association between Ambient Air Pollution and Diabetes Mellitus in Europe and North America: Systematic Review and Meta-Analysis. *Environmental health perspectives*, 123(5), 381-389. <https://doi.org/10.1289/ehp.1307823>
- Fallah-Shorshani, M., Shekarrizfard, M. & Hatzopoulou, M. (2017). Evaluation of regional and local atmospheric dispersion models for the analysis of traffic-related air pollution in urban areas. *Atmospheric Environment*, 167, 270-282. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.08.025>
- Fischer, P. H., Marra, M., Ameling, C. B., Hoek, G., Beelen, R., Hoogh, K. d., ... Houthuijs, D. (2015). Air Pollution and Mortality in Seven Million Adults: The Dutch Environmental Longitudinal Study (DUELS). *Environmental health perspectives*, 123(7), 697-704. <https://doi.org/doi:10.1289/ehp.1408254>
- FN-sambandet. (2019, 19. juni). FNs bærekraftsmål. Hentet fra <https://www.fn.no/Om-FN/FNs-baerekraftsmaal>
- FN. (2018, 17. oktober). Political declaration of the third highlevel meeting of the General Assembly on the prevention and control of non-communicable diseases. Hentet fra <https://www.who.int/ncds/governance/third-un-meeting/en/>
- Folkehelseinstituttet. (2014). *Global handlingsplan for forebygging og kontroll av ikke-smittsomme sykdommer - indikatorer for utviklingen i Norge*. www.fhi.no: Folkehelseinstituttet. Hentet fra <https://www.fhi.no/globalassets/dokumenterfiler/global-helse/global-handlingsplan-pdf.pdf>
- Folkehelseinstituttet. (2017a, 16. mai, 2019). For tidlig død av ikke-smittsomme sykdommer (indikator 1). Hentet fra <https://www.fhi.no/nettpub/ncd/dodelighet-sykelighet/>
- Folkehelseinstituttet. (2017b). *Mål og indikatorer for ikke-smittsomme sykdommer (NCD)*. Hentet fra <https://www.fhi.no/nettpub/ncd/>
- Folkehelseinstituttet. (2017c, 4. desember). Svevestøv. Hentet fra <https://www.fhi.no/nettpub/luftkvalitet/svevestov/svevestov/#helseeffekter-av-svevestoev>
- Folkehelseinstituttet. (2018a). *Folkehelse rapporten - Helsetilstanden i Norge 2018*. Hentet fra <https://www.fhi.no/publ/>
- Folkehelseinstituttet. (2018b, 9. august). Hjerte- og karsykdommer i Norge. Hentet fra <https://fhi.no/nettpub/hin/ikke-smittsomme/Hjerte-kar/>
- Folkehelseinstituttet. (2018c, 13. februar). Luftkvalitet, helseeffekter og regelverk. Hentet fra <https://www.fhi.no/nettpub/luftkvalitet/om-luftkvalitet/hva-mener-vi-med-luftkvalitetskriterier/#helseeffekter-av-luftforurensning>
- Folkehelseinstituttet. (2018d). *Ti store folkehelseutfordringer i Norge. Hva sier analyse av sykdomsbyrde?* Hentet fra <https://www.fhi.no/publ/>
- Folkehelseinstituttet. (2019a). Folkehelseprofil for 1805 Narvik, 2019. Hentet fra <https://www.fhi.no/hn/helse/folkehelseprofil/>
- Folkehelseinstituttet. (2019b). Kommune helsa Statistikkbank. Hentet 10. mai 2019 fra <http://khs.fhi.no/webview/>
- Folkehelseloven. (2011). Lov om folkehelsearbeid (LOV-2011-06-24-29) Hentet fra <https://lovdata.no/lov/2011-06-24-29>
- Forskrift om miljørettet helsevern. (2003). Forskrift om miljørettet helsevern (FOR-2003-04-25-486) Hentet fra <https://lovdata.no/forskrift/2003-04-25-486>
- Forurensningsforskriften. (2004). Forskrift om begrensning av forurensning (FOR-2019-06-17-753) Hentet fra <https://lovdata.no/forskrift/2004-06-01-931>
- Goldman, L. R. (2016). Environmental public health: From theory to practice. I H. Frumkin (Red.), *Environmental Health: from global to local* (bd. 3, s. 725 - 746). San Francisco: Jossey-Bass.

- Hales, S., Blakely, T. & Woodward, A. (2012). Air pollution and mortality in New Zealand: cohort study. *Journal of Epidemiology and Community Health*, 66(5), 468. <https://doi.org/10.1136/jech.2010.112490>
- Hamra, G. B., Guha, N., Cohen, A., Laden, F., Raaschou-Nielsen, O., Samet, J. M., ... Loomis, D. (2014). Outdoor Particulate Matter Exposure and Lung Cancer: A Systematic Review and Meta-Analysis. *Environmental health perspectives*, 122(9), 906-911. <https://doi.org/doi:10.1289/ehp/1408092>
- Hansell, A., Ghosh, R. E., Blangiardo, M., Perkins, C., Vienneau, D., Goffe, K., ... Gulliver, J. (2016). Historic air pollution exposure and long-term mortality risks in England and Wales: prospective longitudinal cohort study. *Thorax*, 71(4), 330. <https://doi.org/10.1136/thoraxjnl-2015-207111>
- Heinrich, J., Thiering, E., Rzehak, P., Krämer, U., Hochadel, M., Rauchfuss, K. M., ... Wichmann, H. E. (2013). Long-term exposure to NO₂ and PM₁₀ and all-cause and cause-specific mortality in a prospective cohort of women. *Occupational and Environmental Medicine*, 70(3), 179. <https://doi.org/10.1136/oemed-2012-100876>
- Helse- og omsorgsdepartementet. (2012). *Folkehelsemeldingen— God helse – felles ansvar* (Meld. St. 34 (2012–2013)) Hentet fra www.regjeringen.no
- Helse- og omsorgsdepartementet. (2019). *Folkehelsemeldinga - Gode liv i eit trygt samfunn*. (St.meld. nr. 22 (1999–2000)). Hentet fra <https://www.regjeringen.no>
- Helsedirektoratet. (2018). *Folkehelse og bærekraftig samfunnsutvikling: Helsedirektoratets innspill til videreutvikling av folkehelsepolitikken* (Rapport IS-2748).
- Hoek, G. (2017). Methods for Assessing Long-Term Exposures to Outdoor Air Pollutants. *Current Environmental Health Reports*, 4(4), 450-462. <https://doi.org/10.1007/s40572-017-0169-5>
- Hofstad, H. (2015). Folkehelse - vitalisering av sosial bærekraft i kompakt byutvikling? I H. H. Gro Sandkjær Hanssen, Inger-Lise Saglie (Red.), *Kompakt byutvikling: muligheter og utfordringer* (s. 207-218). Oslo: Universitetsforlaget.
- Hvidtfeldt, U. A., Sørensen, M., Geels, C., Ketzel, M., Khan, J., Tjønneland, A., ... Raaschou-Nielsen, O. (2019). Long-term residential exposure to PM_{2.5}, PM₁₀, black carbon, NO₂, and ozone and mortality in a Danish cohort. *Environment International*, 123, 265-272. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.12.010>
- Kelly, F. J. & Fussell, J. C. (2017). Role of oxidative stress in cardiovascular disease outcomes following exposure to ambient air pollution. *Free Radical Biology and Medicine*, 110, 345-367. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.freeradbiomed.2017.06.019>
- Kim, H. B., Shim, J. Y., Park, B. & Lee, Y. J. (2018). Long-Term Exposure to Air Pollutants and Cancer Mortality: A Meta-Analysis of Cohort Studies. *International journal of environmental research and public health*, 15(11), 2608. <https://doi.org/10.3390/ijerph15112608>
- Kim, K.-H., Kabir, E. & Kabir, S. (2015). A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environment International*, 74, 136-143. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.005>
- Kim, K. Y., Kabir, E. & Kabir, S. (2015). A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environment International*, 74, 136-143. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.005>
- Klima- og miljødepartementet. (2008). *Om lov om planlegging og byggesaksbehandling (plan- og bygningsloven) (plandelen)* (Ot.prp. nr. 32 (2007-2008)). Hentet fra www.regjeringen.no
- Klima- og miljødepartementet. (2016a). Lokal luftkvalitet. Hentet fra www.regjeringen.no
- Klima- og miljødepartementet. (2016b, 3. oktober). Nye nasjonale mål for lokal luftkvalitet. Hentet fra www.regjeringen.no
- Kreftregisteret. (2018, 19. mars). Om kreftregisteret. Hentet fra <https://www.kreftregisteret.no>
- Kreftregisteret. (2019, 4. juni). Lungekreft. Hentet fra <https://www.kreftregisteret.no/Generelt/Om-kreft/Lungekreft/>

- Landrigan, P. J., Fuller, R., Acosta, N. J. R., Adeyi, O., Arnold, R., Basu, N., ... Zhong, M. (2018). The Lancet Commission on pollution and health. *The Lancet*, 391(10119), 462-512. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(17\)32345-0](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0140-6736(17)32345-0)
- Leelossy, A., Molnár, F., Izsák, F., Havasi, Á., Lagzi, I. & Mészáros, R. (2014). *Dispersion modeling of air pollutants in the atmosphere: a review* (bd. 6).
- Leelőssy, Á., Molnár, F., Izsák, F., Havasi, Á., Lagzi, I. & Mészáros, R. (2014). Dispersion modeling of air pollutants in the atmosphere: a review. *Central European Journal of Geosciences*, 6(3), 257-278. <https://doi.org/10.2478/s13533-012-0188-6>
- Li, H., Cai, J., Chen, R., Zhao, Z., Ying, Z., Wang, L., ... Kan, H. (2017). Particulate Matter Exposure and Stress Hormone Levels. *Circulation*, 136(7), 618-627. <https://doi.org/doi:10.1161/CIRCULATIONAHA.116.026796>
- Lippmann, M. (2005). The search for non-linear exposure-response relationships at ambient levels in environmental epidemiology. *Nonlinearity in biology, toxicology, medicine*, 3(1), 125-144. <https://doi.org/10.2201/nonlin.003.01.008>
- Liu, H.-Y., Dunea, D., Iordache, S. & Pohoata, A. (2018). A Review of Airborne Particulate Matter Effects on Young Children's Respiratory Symptoms and Diseases. *Atmosphere*, 9(4), 150. Hentet fra <http://www.mdpi.com/2073-4433/9/4/150>
- LKAB. (2017, 6. mars). Transport. Hentet fra <https://www.lkab.com/en/about-lkab/from-mine-to-port/transport/#>
- Loomis, D., Grosse, Y., Lauby-Secretan, B., Ghissassi, F. E., Bouvard, V., Benbrahim-Tallaa, L., ... Straif, K. (2013). The carcinogenicity of outdoor air pollution. *The Lancet Oncology*, 14(13), 1262-1263. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1470-2045\(13\)70487-X](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1470-2045(13)70487-X)
- Martuzzi, M., Krzyzanowski, M. & Bertolini, R. (2003). Health impact assessment of air pollution: providing further evidence for public health action. *European Respiratory Journal*, 21(40 suppl), 86s. <https://doi.org/10.1183/09031936.03.00403303>
- Miljødirektoratet. (2015, 8. oktober). Foreslår innskjerping av grenseverdier for svevestøv (2015/10426). Hentet fra <http://tema.miljodirektoratet.no/no/Horinger/Regelverk/Foreslar-innskjerping-av-grenseverdier-for-svevestov-201510426/>
- Miljødirektoratet. (2019a, 5. juni). Historisk god luftkvalitet. Hentet fra www.miljodirektoratet.no/aktuelt/nyheter/
- Miljødirektoratet. (2019b, 28. januar). Lokal luftforurensning. Hentet fra <https://www.miljostatus.no/Tema/Luftforurensning/Lokal-luftforurensning/>
- Miljødirektoratet. (u.å.). *Norges miljømål*. Hentet fra <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/miljomal/>
- Miljøverndepartementet. (2012). *Retningslinje for behandling av luftkvalitet i arealplanlegging (T-1520)*. Hentet fra www.regjeringen.no
- ModLUFT. (u.å.). Spredningsmodeller for luftforurensning Hentet fra www.luftkvalitet.info
- Naidoo, J. & Wills, J. (2016). *Foundations for health promotion* (4. utg.) Elsevier Ltd.
- Narvik Havn KF. (u.å.). Knutepunkt Narvik Hentet fra <https://www.narvikhavn.no/knutepunkt-narvik.aspx>
- Narvik Kommune. (2017). "Vår helse" Helseoversikt for Narvik kommune 2017. Hentet fra https://www.narvik.kommune.no/f/p-1/ie2eec3ff-f16f-46e9-ab44-89cdc7c25382/var_helse_narvikkommune.pdf
- Nasjonalt Folkehelseinstitutt. (2013). *Luftkvalitetskriterier: Virkninger av luftforurensning på helse* (Rapport 2013:9). Hentet fra <https://www.fhi.no/globalassets/dokumenterfiler/rapporter/2013/>
- Nemery, B., Hoet, P. H. M. & Nemmar, A. (2001). The Meuse Valley fog of 1930: an air pollution disaster. *The Lancet*, 357(9257), 704-708. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(00\)04135-0](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0140-6736(00)04135-0)
- Newby, D. E., on behalf of ESC Working Group on Thrombosis, E. A. f. C. P., Rehabilitation, Association, E. H. F., Mannucci, P. M., on behalf of ESC Working Group on Thrombosis, E. A. f.

- C. P., ... Association, E. H. F. (2014). Expert position paper on air pollution and cardiovascular disease. *European Heart Journal*, 36(2), 83-93. <https://doi.org/10.1093/eurheartj/ehu458>
- Nieuwenhuijsen, M. J. (2016). Urban and transport planning, environmental exposures and health—new concepts, methods and tools to improve health in cities. *Environmental Health*, 15(1), S38. <https://doi.org/10.1186/s12940-016-0108-1>
- Norsk institutt for luftforskning (NILU). (u.å.). Luftforurensing. Hentet 20. april fra www.luftkvalitet.info
- Næss, P. (2017). Bærekraft og klimahensyn i planlegging. I N. Aarsæther, E. Falleth, T. Nyseth & R. Kristiansen (Red.), *Utfordringer for norsk planlegging* (bd. 6, s. 146-165). Kristiansand: Cappelen Damm Høyskoleforlaget.
- Plan- og bygningsloven. (2008). Lov om planlegging og byggesaksbehandling (LOV-2008-06-27-71) Hentet fra <https://lovdata.no/lov/2008-06-27-71>
- Pope, C. A., Thun, M. J., Namboodiri, M. M., Dockery, D. W., Evans, J. S., Speizer, F. E. & Heath, C. W. J. (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. <https://doi.org/https://doi.org/10.1164/ajrccm/151.3 Pt 1.669>
- Puett, R. C., Schwartz, J., Hart, J. E., Yanosky, J. D., Speizer, F. E., Suh, H., ... Laden, F. (2008). Chronic particulate exposure, mortality, and coronary heart disease in the nurses' health study. *American Journal of Epidemiology*, 168(10), 1161-1168. <https://doi.org/10.1093/aje/kwn232>
- Raaschou-Nielsen, O., Andersen, Z. J., Beelen, R., Samoli, E., Stafoggia, M., Weinmayr, G., ... Hoek, G. (2013). Air pollution and lung cancer incidence in 17 European cohorts: prospective analyses from the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE). *The Lancet Oncology*, 14(9), 813-822. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1470-2045\(13\)70279-1](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1470-2045(13)70279-1)
- Requia, W. J., Adams, M. D., Arain, A., Papatheodorou, S., Koutrakis, P. & Mahmoud, M. (2018). Global Association of Air Pollution and Cardiorespiratory Diseases: A Systematic Review, Meta-Analysis, and Investigation of Modifier Variables. *American Journal of Public Health*, 108(S2), S123-S130. <https://doi.org/10.2105/ajph.2017.303839>
- Sapkota, A., Chelikowsky, A. P., Nachman, K. E., Cohen, A. J. & Ritz, B. (2012). Exposure to particulate matter and adverse birth outcomes: a comprehensive review and meta-analysis. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 5(4), 369-381. <https://doi.org/10.1007/s11869-010-0106-3>
- Schwarze, P. E., Låg, M. & Refsnes, M. (2004). *Innånding, avsetning og fjerning av svevestøv i luftveier og lunger*. (Rapport av Nasjonalt Folkehelseinstitutt). Hentet fra http://luftkvalitet.info/Libraries/Rapporter/Innaanding_avsetning_og_fjerning_av_svevestov_sflb.ashx
- Shah, A. S. V., Langrish, J. P., Nair, H., McAllister, D. A., Hunter, A. L., Donaldson, K., ... Mills, N. L. (2013). Global association of air pollution and heart failure: a systematic review and meta-analysis. *The Lancet*, 382(9897), 1039-1048. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(13\)60898-3](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0140-6736(13)60898-3)
- Statistisk sentralbyrå. (2018, 3. desember). Tettsteders befolkning og areal. Hentet fra <https://www.ssb.no/beftett/>
- Statistisk sentralbyrå. (u.å.-a). Kommunefakta Narvik 1805 (Nordland). Hentet 10. mai 2019 fra <https://www.ssb.no/kommunefakta/narvik>
- Statistisk sentralbyrå. (u.å.-b). Statistikkbanken: 04862: Areal og befolkning i tettsteder Hentet fra <https://www.ssb.no/statbank/table/04862/>
- Statistisk sentralbyrå. (2018). Bil og transport. Hentet fra <https://www.ssb.no/transport-og-reiseliv/faktaside/bil-og-transport>
- Sulo, G., Igland, J., Nygård, O., Vollset, S. E., Ebbing, M. & Tell, G. S. (2013). Favourable trends in incidence of AMI in Norway during 2001–2009 do not include younger adults: a CVDNOR project. *European Journal of Preventive Cardiology*, 21(11), 1358-1364. <https://doi.org/10.1177/2047487313495993>
- Sund, E. R. & Jørgensen, S. H. (2009). Folkehelsens sosioøkonomiske fordeling. I G. J. Mæland, J. I. Elstad, Ø. Næss & S. Westin (Red.), *Sosial epidemiologi*. Oslo: Gyldendal Norsk Forlag AS.

- Vodonos, A., Awad, Y. A. & Schwartz, J. (2018). The concentration-response between long-term PM2.5 exposure and mortality; A meta-regression approach. *Environmental Research*, 166, 677-689. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.06.021>
- Webb, P., Bain, C. & Page, A. (2017). *Essential Epidemiology: An introduction for students and health professionals* (bd. 3)Cambridge University Press.
- Weinmayr, G., Pedersen, M., Stafoggia, M., Andersen, Z. J., Galassi, C., Munkenast, J., ... Nagel, G. (2018). Particulate matter air pollution components and incidence of cancers of the stomach and the upper aerodigestive tract in the European Study of Cohorts of Air Pollution Effects (ESCAPE). *Environment International*, 120, 163-171. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.07.030>
- World Health Organization. (1978). *Declaration of Alma-Ata: International Conference on Primary Health Care*, Alma-Ata, USSR, 6-12, September 1978 Hentet fra https://www.who.int/social_determinants/tools/multimedia/alma_ata/en/
- World Health Organization. (2013). *Global action plan for the prevention and control of noncommunicable diseases 2013-2020*. www.who.int. Hentet fra https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/94384/9789241506236_eng.pdf;jsessionid=05F313265B84DD10C39E3F9EE9EF4AB1?sequence=1
- World Health Organization. (2015). International statistical classification of diseases and related health problems - 10th revision. Hentet fra <https://www.who.int/classifications/en/>
- World Health Organization. (2018a, 2. mai). Ambient (outdoor) air quality and health: key facts. Hentet fra [https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)
- World Health Organization. (2018b, 8. mai). Household air pollution and health. Hentet fra <https://www.who.int/en/>
- World Health Organization. (u.å.). The Ottawa Charter for Health Promotion. Hentet fra <https://www.who.int/healthpromotion/conferences/previous/ottawa/en/>
- Yuan, Y., Wu, Y., Ge, X., Nie, D., Wang, M., Zhou, H. & Chen, M. (2019). In vitro toxicity evaluation of heavy metals in urban air particulate matter on human lung epithelial cells. *Science of the Total Environment*, 678, 301-308. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.431>
- Zhao, Y., Cheng, Z., Lu, Y., Chang, X., Chan, C., Bai, Y., ... Cheng, N. (2017). PM10 and PM2.5 particles as main air pollutants contributing to rising risks of coronary heart disease: a systematic review. *Environmental Technology Reviews*, 6(1), 174-185. <https://doi.org/10.1080/21622515.2017.1334711>
- Øverland, S., Knudsen, A. K., Vollset, S. E., Kinge, J. M., Skirbekk, V. & Tollånes, M. C. (2018). *Sykdomsbyrden i Norge i 2016. Resultater fra Global Burden of Diseases, Injuries, and Risk Factors Study 2016 (GBD 2016)* Rapport 2018. Bergen/Oslo: Folkehelseinstituttet, 2018.

VEDLEGG

Supplerende figurer og tabeller

Tabell S1: Insidensrater for Narvik kommune (ustandardisert og standardisert), Norland fylke og for hele Norge per 100 000 innbyggere per år:

		Narvik, ustandardisert	Narvik	Norland fylke	Norge
Befolkning, 2017		-	18 756	242 866	5 258 317
Tidlig død, alle årsaker (eksl. ulykker, selvmord)	Begge kjønn	265.5	243.3	243.7	238.9
	Menn	312.6	286.3	286.5	297.7
	Kvinner	215.6	198.7	199.1	196.4
HKS, tidlig død ICD: 100-199	Begge kjønn	58.6	53.2	56.3	51.6
	Menn	77.0	70.2	77.7	79.1
	Kvinner	39.0	35.4	34.2	30.5
IHS, tidlig død ICD I20-25	Begge kjønn	29.6	26.7	27.5	24.9
	Menn	47.1	24.8	42.1	37.9
	Kvinner	11.0	9.9	12,3	11,4
Lungekreft, nye tilfeller ICD: C33-34	Begge kjønn	72.2	63.5	58.6	58.8
	Menn	77.2	68.3	62.9	63.7
	Kvinner	67.1	58.7	54.4	53.8

Tidlig død: 0 - 74 år.

Kilder:

Insidensrater: Kommune helsa statistikkbank (Folkehelseinstituttet, 2019b). Standardiserte tall for alders- og kjønns sammensetning

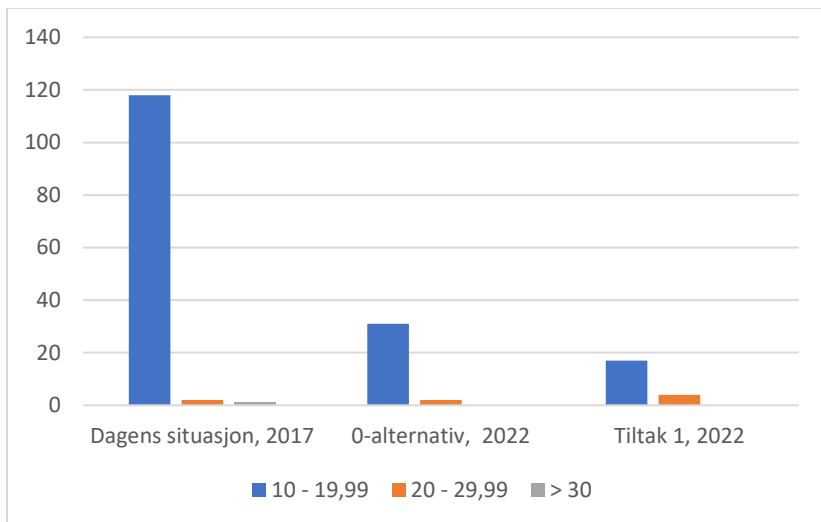
Befolkningstall: (Statistisk sentralbyrå, 2018)

Tabell S2: Totalt antall dødsfall, og nye tilfeller av lungekreft for hvert helseutfall i Narvik kommune for 2017.

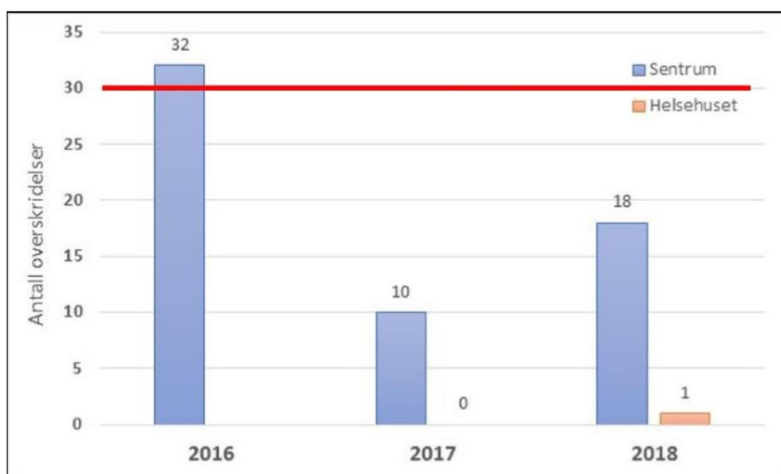
	Tidlig død, alle årsaker (eksl. ulykker, selvmord)	HKS, tidlig død ICD: 100-199	IHS, tidlig død ICD I20-25	Lungekreft, nye tilfeller ICD: C33-34
Totalt antall dødsfall	44,9	9,9	5	13,4

Kilde: Kommune helsa statistikkbank (Folkehelseinstituttet, 2019b).

Figur S1: Beregnet antall eksponerte adressepunkter for NO₂-nivåer over 10 µg/m³ ved de ulike scenarioene. Den estimerte NO₂-konsentrasjonen for et 0-alternativ i 2022 viser en betydelig reduksjon uten at tiltak 1 er iverksatt, hvor antall eksponerte adressepunkter for konsentrasjoner over 20 µg/m³ er 2, og for tiltak 1 på 4.



Figur S2: Antall overskridelser av døgnmiddelgrenseverdi for PM₁₀ på målestasjonene i Narvik sentrum (2016–2018) og på taket til Helsehuset (2017–2018). Den røde horisontale linjen markerer antall tillatte overskridelser av døgnmiddelgrenseverdien på 50 µg/m³. Høsten 2017 ble veirenhold iverksatt i Narvik (COWI, 2019).



Figur S3: Planlagt beliggenhet av Narvikstunnelen hvis tiltak 1, 2022, iverksettes (COWI, 2019)





Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway