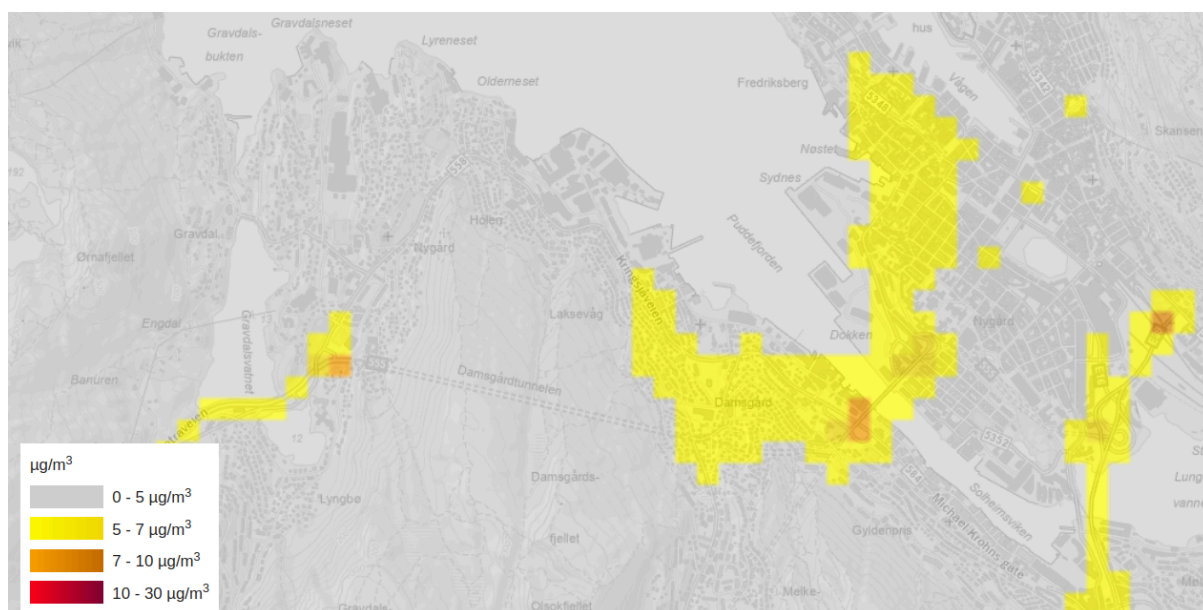


Dokumentasjon av beregnet luftkvalitet til Luftkvalitet i Norge

Eivind Grøtting Wærsted, Bruce Rolstad Denby

Meteorologisk institutt
november 2025



Versjon:

Sist oppdatert 25. november 2025

Innhold

1 Introduksjon	4
1.1 Beregninger til tjenesten "Luftkvalitet i Norge - Varsling"	4
1.2 Beregninger til tjenesten "Luftkvalitet i Norge - Verktøy og data"	4
2 Spredningsberegninger	6
2.1 Storskala spredningsberegninger	6
2.2 Lokale spredningsberegninger	6
2.3 Usikkerheter og forutsetninger i spredningsberegningene	7
3 Utslippsdata	8
3.1 Veitrafikk	8
3.1.1 Trafikkmengde av lette og tunge kjøretøyer	8
3.1.2 Eksosutslipp	11
3.1.3 Veistøv	13
3.1.3.1 Vei-, dekk- og bremseslitasje	13
3.1.3.2 Justering av slitasjefaktorer og piggdekkandel for elbiler	15
3.1.3.3 Driftsaktiviteter	15
3.1.3.4 Modellering av veiforhold og oppvirvling	17
3.1.4 Usikkerheter og forutsetninger i utslipp fra veitrafikk	18
3.2 Vedfyring	20
3.2.1 Vedforbruk, utslippsfaktorer og romlig fordeling	20
3.2.2 Skalering av vedfyringsutslipp	21
3.2.3 Fordeling i tid	23
3.2.4 Usikkerheter og forutsetninger i utslipp fra vedfyring	24
3.3 Skipstrafikk	25
3.3.1 Utslippsmodell	25
3.3.2 Landstrøm	26
3.3.3 Usikkerheter og forutsetninger i utslipp fra skip	26
3.4 Industri	27
3.4.1 Metode for estimert industriutslipp	27
3.4.2 Usikkerheter og forutsetninger i utslipp fra industri	28
4 Assimilering av måledata i 2021	29
5 Fremskrivning for år 2030	30
5.1 Fremskrivning av langtransportert luftforurensning	30
5.2 Fremskrivning av bilparken i Norge	31
5.3 Fremskrivning av veistøv	32
5.4 Fremskrivning av vedfyring i Norge	33
5.5 Usikkerheter og forutsetninger i fremskrivningen for år 2030	33
6 Beregning av statistikk og kildebidrag	34
6.1 Luftkvalitet i Norge – Varsling	34
6.1.1 Forurensningsklasser	34
6.1.2 Aggregering til grunnkretser, delområder og kommuner	34
6.1.3 Kildebidrag: 10x10 km	34
6.2 Luftkvalitet i Norge – Verktøy og data	35
6.2.1 Årsmidler, korttidsmidler og luftsonekart	35

6.2.2 Befolkningseksposering	35
6.2.3 Kildebidrag: 10x10 km eller kommunegrensa	35
7 Validering av beregningene	37
7.1 Målinger av luftkvalitet	37
7.2 Beregnet luftforurensning på målestasjoner	37
7.3 Metode for sammenligning av målt og beregnet luftforurensning	38
7.4 Tilgjengelige valideringsplott	38
7.4.1 Valideringsrapporter	38
7.4.2 Figurer for enkeltstasjoner gjennom API	39
7.4.3 Fortløpende validering av varslingen	39
7.5 Oppskrift for uthenting av figurer for enkeltstasjoner gjennom API	39
8 Tiltakskalkulatoren	41
8.1 Introduksjon	41
8.1.1 Hva er tiltakskalkulatoren?	41
8.1.2 Sammendrag av endringer fra første versjon	41
8.2 Beregninger av utslippsendringer fra tiltak	42
8.2.1 Trafikkvolum og kjøretøyfordeling	42
8.2.2 Piggdekk	43
8.2.3 Vedfyring	43
8.2.4 Annet	43
8.3 Beregning av nye konsentrasjoner	44
8.4 Resultater av en tiltaksberegning	44
8.5 Eksempel	45
9 Referanser	51

1 Introduksjon

Denne metodebeskrivelsen dokumenterer hvordan luftforurensning er beregnet i lufttjenestene til [Luftsamarbeidet](#), spesielt hvilke utslipp som er brukt. Mye av teksten er basert på den første versjonen av dokumentasjon av varslingstjenesten (Miljødirektoratet og Meteorologisk institutt, 2019). Dette dokumentet er planlagt å oppdateres jevnlig, hver gang lufttjenestene blir oppdatert med nye beregninger. Dokumentasjonen har tre vedlegg med tabeller som er for store til å inkluderes i selve dokumentet: Vedlegg A gir piggekkandeler per kommune, Vedlegg B gir kommunespesifikke parametere for vinterdriftsaktiviteter, som går inn i NORTRIP-modellen for veistøv (se kapittel 3.1.3), og Vedlegg C gir kjørelengder og utslippsfaktorer for kjøretøykategoriene som inngår i tiltakskalkulatoren (se kapittel 8.2).

Beregninger av luftforurensning brukes inn i to ulike tjenester:

- [Luftkvalitet i Norge - Varsling](#) viser varslet luftforurensning nå og for hver time de neste to døgn, oppdateres hver 6. time, og retter seg mot den generelle befolkningen.
- [Luftkvalitet i Norge - Verktøy og data](#) viser årsmidlet luftforurensning med befolkningseksponering, luftsonekart og statistikk på døgnmidler for PM₁₀ og timesmidler for NO₂ for hver kommune i Norge, for siste 5 år, oppdateres årlig med data for fjoråret, og retter seg mot kommuner og andre fagbrukere.

Meteorologisk institutt leverer beregninger til begge disse tjenestene. Selv om overordnet metodologi er den samme, er det også noen vesentlige forskjeller, og disse vil bli beskrevet i dette dokumentet. Den viktigste forskjellen er at beregningene til varslingstjenesten må bruke sanntidsdata, mens beregningene til tjenesten “Verktøy og data” gjøres i etterkant for et helt historisk kalenderår om gangen, og kan dermed bruke mer konsistente og bearbeidede data. Disse beregningene for et helt år vil bli kalt “rekjøringer” nedenfor.

1.1 Beregninger til tjenesten “Luftkvalitet i Norge - Varsling”

Varslingstjenesten Luftkvalitet i Norge har til hensikt å informere befolkningen om luftkvaliteten der de bor og ferdes. Tjenesten viser målt luftkvalitet siste 14 dager på målestasjoner for lokal luftkvalitet, og beregnet luftkvalitet over hele landet for hver time de neste 2 dagene. Beregningene dekker hele landet og gjøres på 50 m oppløsning i de tettest bebygde områdene, og på 125 m eller 250 m i mindre tettbygde strøk. En forurensningsklasse (grønn, gul, rød eller lilla) beregnes basert på konsentrasjonene av PM₁₀, PM_{2,5}, NO₂ og bakkenær ozon (se kapittel 6.1 for mer detaljer). Beregningene oppdateres hver sjettime, når et oppdatert todagers værvarsel blir tilgjengelig.

1.2 Beregninger til tjenesten “Luftkvalitet i Norge - Verktøy og data”

De beregnede konsentrasjonene har til hensikt å støtte kommuner og andre aktører i arbeidet med lokal luftkvalitet. Tjenesten viser beregnet luftforurensning på 100 m oppløsning for alle kommuner i Norge i tillegg til kvalitetskontrollerte måledata for kommuner med målestasjoner. Både modellberegninger og måledata er presentert opp mot grensene som brukes i [forurensningsforskriften](#) og [luftkvalitetskriteriene](#).

Konsentrasjoner av PM₁₀, PM_{2,5} og NO₂ blir beregnet på 100 m oppløsning for hver time i året. Dette danner grunnlaget for beregning av årsmidler som vises i kart. I

forurensningsforskriften er det også en grense på $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for døgnmiddelkonsentrasjon av PM_{10} med 25 tillatte overskridelser per år, og en grense på $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for timesmiddelkonsentrasjon av NO_2 med 18 tillatte overskridelser per år. Derfor beregnes også kart for 26. høyeste døgnkonsentrasjon av PM_{10} og 19. høyeste timeskonsentrasjon av NO_2 for å indikere hvor disse korttidsgrensene kan være overskredet. Det er også beregnet luftsonekart som definert i [Retningslinje for behandling av luftkvalitet i arealplanlegging \(T-1520\)](#). Se kapittel 6.2.1 for mer detaljer.

Ved lansering i 2020 hadde tjenesten beregninger for årene 2016-2018. Siden har senere år blitt beregnet, opp til 2024. Et nytt kalenderår blir vanligvis lagt til i løpet av høsten påfølgende år. Siden variasjoner i vær fra år til år kan gi relativt store utslag i luftforurensning, anbefales det å bruke gjennomsnittet av de siste fem årene fra tjenesten, for eksempel ved bruk av luftsonekart. Dette dokumentet fokuserer derfor på å dokumentere beregningene for årene 2019-2024. I tillegg til historiske år er det også laget en fremskrivning for år 2030 med samme værdata som 2023, men endrede utslipp (nærmere beskrevet i kapittel 5).

Hvert nye kalenderår som beregnes kan ha forbedringer i modellene eller utslippsdataene, men resultatene som er beregnet for tidligere år blir ikke oppdatert når det nye kalenderåret publiseres. Dermed bør ikke modellresultatene brukes til å studere endringer i nivå av luftforurensning over tid, siden metoden ikke er konsistent gjennom hele tidsserien. Grunnen til at tidligere kalenderår ikke modelleres på nytt er både at det er ressurskrevende og at det er ønsket at de publiserte kartene i tjenesten ikke skal endres, for å være en permanent referanse. Forskjeller i metodikk for utslippsdata er dokumentert i kapittel 3 og oppsummert for hver utslippssektor i tabell 1, 6, 8 og 10. De viktigste metodologiske forskjellene er at utslippsår har blitt oppdatert med ujevne mellomrom, og at vedfyring blir skalert for noen kommuner basert på sammenligning med måledata, men bare i årene 2022, 2023 og 2030-fremskrivning (tabell 7).

Kartene er laget for samtlige 357 kommuner i Norge¹ og er basert på nasjonale datasett for utslipp og aktivitetsdata. For mange kommuner vil det være mulig å finne bedre lokale datasett eller gjøre andre tilpasninger som gir mer korrekte beregninger av luftforurensning. Hvis kommunen ønsker å bruke luftsonekartet i denne tjenesten må kommunen selv vurdere om dette er tilstrekkelig for å ivareta luftkvalitet i arealplanlegging i kommunen. Kommunen bør selv sette seg inn i hvilke utslipps- og aktivitetsdata som ligger til grunn for kartet. For eksempel årsdøgntrafikk (ÅDT)-data for de viktigste veiene og piggdekkandel. Og vurdere om kartene stemmer basert på det kommunen har av lokalkunnskap. For eksempel om "hotspots" som tunnelmunnninger er korrekt plassert. Hvis det skal lages et eget luftsonekart bør kommunen koordinere dette arbeidet i tråd med anbefalingene i retningslinje T-1520. Ved areal- og transportplanlegging må kommunen selv vurdere om det er behov for å utarbeide luftsonekart med høyere oppløsning og/eller andre forutsetninger, og for andre komponenter enn PM_{10} og NO_2 . Det kan for eksempel være aktuelt å gjennomføre spredningsberegninger som inkluderer bygninger og/eller som angir spredning av luftforurensning i utvalgte scenarier eller for andre plannivåer.

¹ Data for alle årene er gitt for kommuneinndeling per 1.1.2024. Noen av de eldre beregningene ble gjort for et litt annet sett med kommuner, men disse modellresultatene har blitt kombinert slik at de inndeles etter nye kommunegrenser.

2 Spredningsberegninger

2.1 Storskala spredningsberegninger

Luftforurensningen blir først beregnet for hver time med [EMEP-modellen](#) (Simpson et al., 2012), som er en kjemi- og transportmodell. Modellen tar romlig fordelte utslipp og meteorologiske data fra en værmodell som input og beregner hvordan forurensningene spres seg fra utslippspunktene, både horisontalt og vertikalt, og de resulterende konsentrasjonene nær bakken beregnes. EMEP-modellen har 20 vertikale lag, der nederste lag har en tykkelse på ca. 45 m, og den beregner vertikal spredning mellom disse lagene og horisontal spredning mellom firkantede ruter i et horisontalt rutenett. Modellen beregner også hvordan forurensningene reagerer kjemisk i atmosfæren og avsettes på bakken. Det kjøres først en beregning med grov horisontal oppløsning på $0,125^\circ \times 0,25^\circ$ (ca. 15 km) for Europa, drevet av meteorologiske data fra det europeiske senteret for værvarsling ECMWF (ECMWF, 2020). Deretter kjøres modellen på 2,5 km oppløsning for Skandinavia, drevet av meteorologiske data fra værvarslingsmodellen [AROME-MetCoOp](#) (Müller et al., 2017). Utslippsdataene blir nærmere beskrevet i kapittel 3.

2.2 Lokale spredningsberegninger

Siden luftforurensning varierer betydelig lokalt, særlig nær utslippskilder som veitrafikk, beregnes bidraget fra lokale kilder på nytt med tilleggsmodellen [uEMEP](#) (Denby et al., 2020). uEMEP er en mye enklere modell, som simulerer spredningen fra hvert enkelt utslipp som en Gaussisk plume, dvs. at forurensningen transporteres i vindretningen mens den utvider seg (og dermed fortynnes) både vertikalt og horisontalt. Egenskapene til den Gaussiske plumen avhenger av værdata, særlig vindhastighet, vindretning og atmosfærisk stabilitet, som kommer fra AROME-MetCoOp på 2,5 km oppløsning. uEMEP beregner de lokale bidragene fra utslippssektorer som har høyoppløste utslippsdata. Dette er veitrafikk, vedfyring, skip og industri. For vedfyring, skip og industri er utslippsdataene på 250 m oppløsning (se detaljer i kapittel 3.2-3.4). For hver 250 x 250 m rute som har utslipp, beregnes en Gaussisk plume nedvinds fra denne ruta, som brukes til å beregne konsentrasjoner i 2 m høyde over bakken i alle ruter i et 10 x 10 km område rundt utslippspunktet. Veitrafikk modelleres på samme måte, men oppløsningen kan gjøres høyere siden utslippsdataene er for veglenker, som er linjekilder: utslippene fordeles til et rutenett på 100 m oppløsning i rekjøringene, ned til 50 m for varslingen, og 25 m i validering mot måledata. De modellerte bidragene fra andre kilder enn veitrafikk interpoleres deretter til dette rutenettet.

uEMEP beregner altså kun bidrag til luftforurensningen fra utslipp innenfor et 10 km x 10 km område rundt hvert beregningspunkt. Den andelen av forurensningen som skyldes utslipp utenfor dette området hentes fra EMEP-modellen, som har en egen metode som sporer hvor stor andel av forurensningen som kommer fra de nærmeste modellrutene ("Local Fraction", Wind et al. 2020). Denne metoden brukes til å trekke fra bidragene til EMEP-konsentrasjonen fra utslipp innenfor 10x10 km, og dermed unngå dobbelttelling av disse bidragene. Local-Fraction-metoden brukes også for å beregne bidraget fra utslipp innenfor kommunen som ligger utenfor 10x10 km (se kapittel 6.2.3).

For de lokale bidragene som uEMEP beregner, tas det ikke hensyn til avsetning eller kjemiske reaksjoner, med unntak av for NO₂: Reaksjonen mellom NO og O₃ (ozon) som produserer NO₂, samt den motsatte reaksjonen der sollys spalter NO₂ tilbake til NO og O₃, går så raskt at de er tatt hensyn til også i uEMEP, ved bruk av en vektet spredningstid (se seksjon 3.4 i Denby et al., 2020). O₃-konsentrasjonene fra EMEP-modellen ble skalert ned med -15 % før de ble brukt i uEMEP i rekjøringen for år 2022, fordi O₃-konsentrasjonene var for høye sammenlignet med målinger på bakgrunnsstasjoner dette året. O₃ dannes i atmosfæren fra ozonforløpere og er i Norge dominert av langtransportert luftforurensning. På grunn av interaksjonen mellom NO_x og O₃ vil en overestimert av O₃ også gi overestimert NO₂.

2.3 Usikkerheter og forutsetninger i spredningsberegningene

Både utslippsdataene og spredningsmodellene er en forenklet representasjon av virkeligheten. Det er noen begrensninger og forutsetninger som gir usikkerhet og som gjør at modellert luftforurensning vil kunne avvike fra virkeligheten. Her gis en oppsummering av de generelle usikkerhetene:

- Utslipp som benyttes er basert på dagligdagse "vanlige" aktiviteter. Unormale aktiviteter eller hendelser fanges ikke opp i modellen, for eksempel midlertidig graving eller brann. Likeledes er heller ikke avvik i aktivitet pga. fridager som faller på hverdager eller inneklemt hverdager inkludert.
- Utslipp fra andre sektorer enn veitrafikk, vedfyring, skip og industri har grov romlig oppløsning. Dette er av særlig betydning for anleggsarbeid, som kan gi betydelige lokale støvutslipp.
- uEMEP-modellen tar ikke hensyn til bygninger, og spredningen beregnes derfor som om bygninger ikke var tilstede.
- Topografi er lagt inn med en oppløsning på 2,5 km. Påvirkning fra topografi med finere oppløsning enn 2,5 km fanges ikke opp i modellen (unntatt skyggeeffekter på veier, se kapittel 3.1.3.3). Dette kan spesielt ha effekt i kupert terreng der vindfeltene i virkeligheten vil påvirkes av topografien.

Det er også usikkerheter knyttet til metodikken for beregning av utslipp fra hver av de nedskalerte sektorene. En oppsummering av disse gis på slutten av hvert underkapittel i kapittel 3.

3 Utslippsdata

EMEP-modellen simulerer utslipp og spredning av 7 ulike komponenter (CO, SO_x, NO_x, NMVOC, NH₃, og partikler (PM_{2,5} og PM_{10-2,5})) fra menneskeskapte og naturlige kilder. De menneskeskapte kildene er inndelt i 13 GNFR-sektorer (kodet A-M, se f.eks. [CEIP sine retningslinjer for utslippsrapportering](#)).

I modelleringen for Norge med uEMEP benytter vi høyoppløste utslippsdata for partikkel- og NO_x-utslipp fra de fire GNFR-sektorene veitrafikk (F), vedfyring² (C), skip (G) og industri (B), som er blant de viktigste kildene til lokal luftforurensning i Norge. Disse høyoppløste utslippene beskrives i detalj i hvert sitt underkapittel nedenfor, og hvert underkapittel avsluttes med en oppsummering av usikkerheter og forutsetninger. De høyoppløste utslippene brukes også i EMEP-modellkjøringen for Skandinavia, men aggregert opp til modellopløsningen på 2,5 km.

For øvrige kilder til luftforurensning, inkludert alle utslipp i utlandet, naturlige kilder (f.eks. sjøsalt, skogbrann, ørkensand), samt utslipp i Norge fra andre sektorer og komponenter, brukes europeiske datasett med lavere detaljnivå. I rekjøringene brukes utslipp rapportert av hvert land gjennom konvensjonen om langtransportert luftforurensning ([EMEP-utslipp](#)), med samme rom- og tidsfordeling som i siste tilgjengelige år i den nyeste EMEP status-rapporten. Dette gir vanligvis ett års avvik mellom utslippsår og modellert år. For eksempel har rekjøringen for 2023 brukt utslipp for 2022 som i [EMEP statusrapporten 2024](#). I varslingen brukes i stedet [CAMS-utslipp](#), som er tilgjengelige i sanntid. CAMS-utslipp for sektoren "offroad" i Norge skaleres ned med 80 %, fordi disse har en romlig fordeling basert på befolkning, som fordeler for mye utslipp til byene.

Utslippene brukt i fremskrivningen for år 2030 er beskrevet i kapittel 5.

3.1 Veitrafikk

3.1.1 Trafikkmengde av lette og tunge kjøretøyer

Grunnlagsdata for trafikkmengde i rekjøring og varsling er oppsummert i de tre øverste radene i tabell 1. [Nasjonal vegdatabank \(NVDB\)](#) er en database som produseres av Statens Vegvesen (SVV) og gir info om alle offentlige veier i Norge. Veinettet inndeles i veglenker, og for hver av disse gis blant annet fartsgrense, kvaliteten på veien, et estimat for antall motorkjøretøyer som passerer per dag i gjennomsnitt (årsdøgntrafikk, ÅDT), og hvor stor andel av kjøretøyene som er lette og tunge kjøretøyer. Data for trafikkmengde er basert på en kombinasjon av trafikkmellering og [automatiske trafikktelestasjoner fra Statens Vegvesen](#). Trafikktellingene kategoriserer kjøretøyene basert på lengde, og inndelingen i lette og tunge kjøretøyer er derfor definert med en grense på 5,6 meter. I NVDB er det stort sett kun riks- og fylkesveier som har data for trafikkmengde, mens de fleste kommunale veier ikke har dette. En [trafikmodell fra SSB](#) (Nordbeck og Langsrud, 2015) laget for støyberegninger er brukt for å fylle inn trafikk på veglenker som mangler dette. Denne trafikken fordeles mellom døgnets timer og dagene i uka ved å bruke en nasjonal gjennomsnittlig timefordeling for lette og tunge kjøretøyer, basert på trafikktellinger i hele

² Sektoren GNFR-C inkluderer egentlig alle ikke-mobile forbrenningsanlegg utenom industri og kraftverk, men i Norge er dette nesten utelukkende vedfyring.

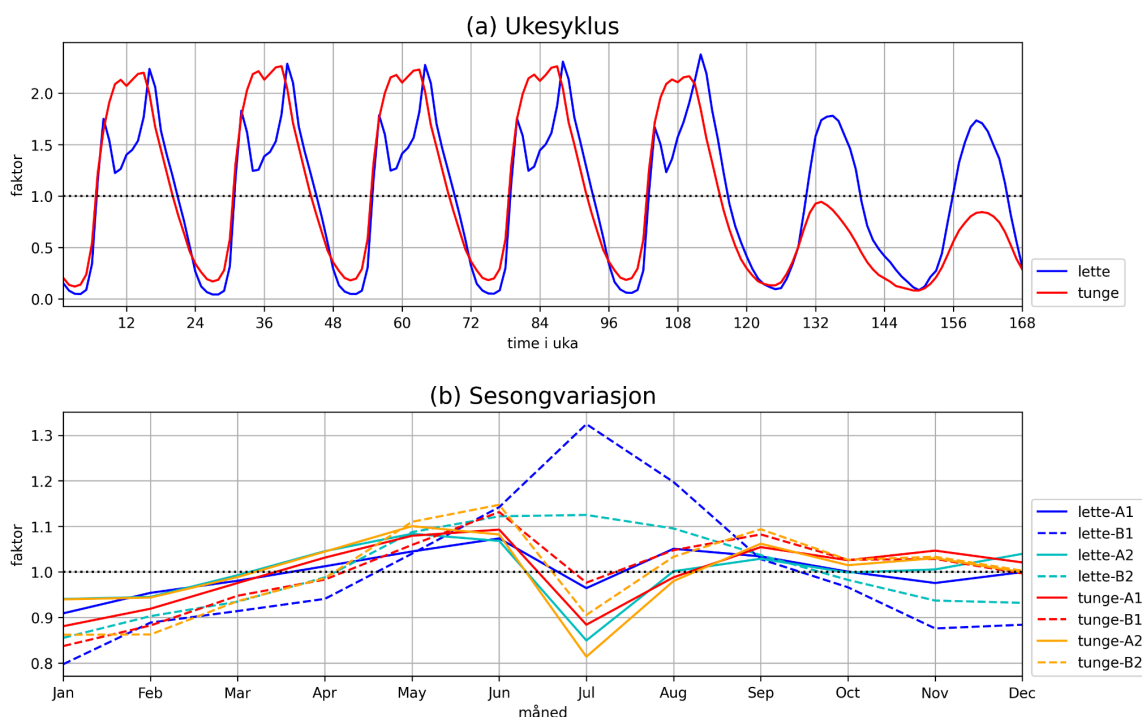
landet (figur 1a). Sesongvariasjoner i trafikken er også tatt høyde for: basert på telldata er det estimert skaleringsfaktorer per måned som er ulike for lette vs. tunge kjøretøyer, små vs. store kommuner, og Europa-/riksveier vs. fylkes-/kommuneveier (se figur 1b).

I rekjøringene for 2023-2024 har vi brukt veglenkedata hentet ut fra NVDB våren 2024. Totalt kjørte kilometer for sum av lette og tunge kjøretøyer er 47 690 millioner km når alle veglenker summeres. Dette er ca 4 % høyere enn [kjørelengder estimert av SSB](#) på 45 699 millioner km for år 2023. Disse veglenkedataene brukes også i varslingstjenesten (siden nov. 2024). I rekjøringene for årene 2019-2022 har vi brukt eldre veglenkedata som ble hentet ut fra NVDB i 2020. Disse dataene ble kombinert med data for trafikkmengde for veglenker i Oslo tilsendt fra Oslo kommune i 2020, som på daværende tidspunkt ikke var innrapportert til NVDB.

For å ta hensyn til redusert trafikkmengde på grunn av nedstengninger under koronapandemien, gjorde vi en sammenligning mellom telt og modellert trafikkmengde på alle trafikkteilstasjoner hver måned i 2020 og samme måned i 2019. Forskjellen mellom 2019 og 2020 i gjennomsnittlig bias for tellestasjonene i hvert fylke ble brukt til å skalere trafikkmengde av lette og tunge kjøretøyer i rekjøringen for 2020. Samme metode ble også brukt for å skalere i rekjøringene for 2021 og 2022, men ikke for senere år siden oppdaterte tall fra NVDB har blitt tatt i bruk. Disse månedlige, fylkesvise skaleringsfaktorene er plottet i figur 2.

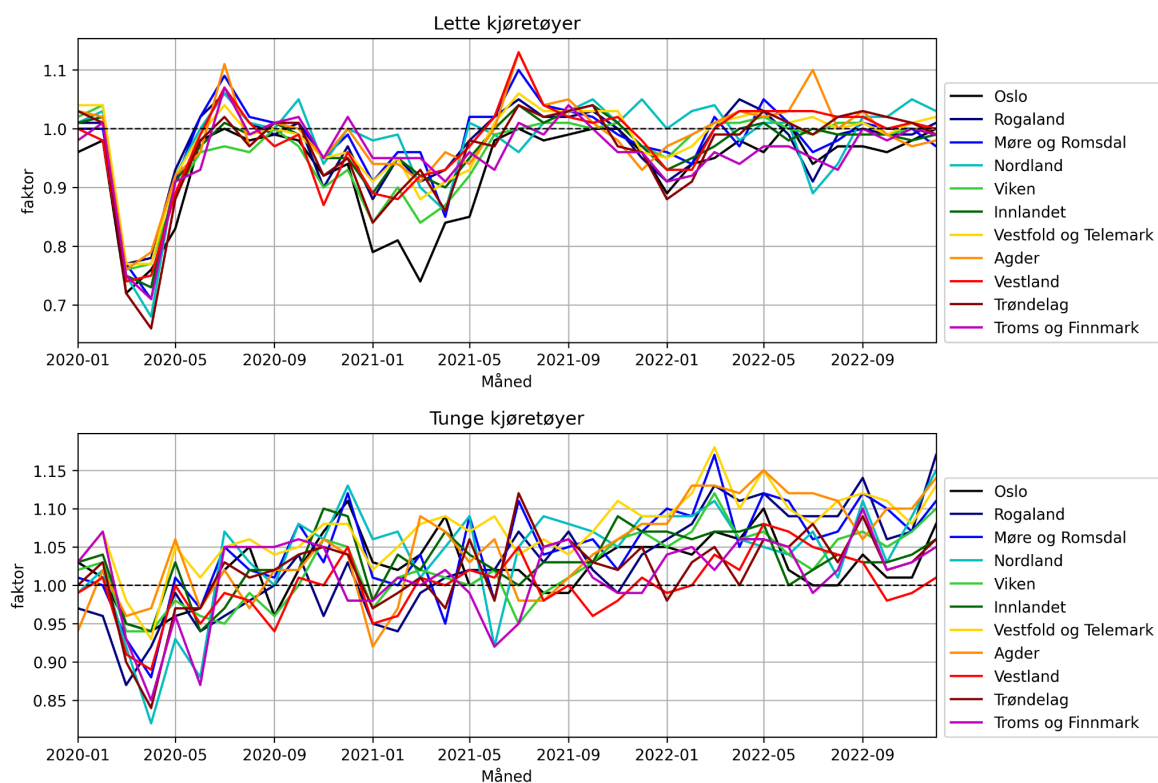
Tabell 1: Oversikt over data som er benyttet for trafikkvolum, bilpark og utslippsfaktorer for eksos for rekjøringene 2019-2023 og i varslingstjenesten etter oppdatering november 2024.

	2019	2020	2021	2022	2023	2024	Varsling fra nov. 2025
Veinett og ÅDT	NVDB 2020 + data fra Oslo kommune				NVDB 2024		
ÅDT for kommunale veier	SSB støyberegninger (Norbeck & Langsrud 2015)						
Trafikkskalering	Nei	Ja (se Fig. 2)			Nei		
Bilpark & utslippsfaktorer for eksos	SSB nasjonale data 2018	NERVE 2019 data per kommune		NERVE 2021 data per kommune		NERVE 2023 data per kommune	
Skalering eksos PM (Oslo i parentes)	1,0	0,8	0,7	0,9	0,85 (0,8)	0,9	0,8
Skalering eksos NO _x (Oslo i parentes)	0,925	0,85	0,775	0,91 (0,71)	0,85 (0,75)	0,9	0,8
Temperaturkorreksjo n av NO _x -utslipp	Se figur 3						



Figur 1: Antatt tidsvariasjon i trafikk, basert på telldata fra ca. år 2017: (a) Variasjon i trafikk gjennom en uke, separat for lette og tunge kjøretøyer. (b) Måned-til-måned-variasjon i trafikk. Denne skiller mellom lette og tunge kjøretøyer, mellom kommuner med flere enn 20 000 innbyggere (A, heltrukket) og færre (B, stiplet), og mellom Europa-/rikveger (A1, B1) og fylkes-/kommuneveger (A2, B2).

Skaleringfaktor for trafikkmengde per fylke og måned



Figur 2: Faktor for skalering av trafikkmengde per måned og fylke for årene 2020-2022, basert på sammenligning av bias i trafikktelldata med samme måned i 2019.

3.1.2 Eksosutslipp

Veitrafikken fører til utslipp i to sektorer: eksos fra forbrenning og slitasjepartikler (veistøv). Eksosen slippes rett ut i lufta og kan dermed håndteres direkte av spredningsmodellen, mens veistøvet er mer komplisert og beskrives i neste underkapittel.

Mengden eksosutslipp av NO_x og PM per kilometer kjørt, såkalt utslippsfaktor, avhenger av bilmodellen og påvirkes også av faktorer som utetemperatur, helning på veien og hastighet. Kun en relativt liten andel av NO_x -utslippet er NO_2 på utslippstidspunktet, men NO vil reagere med bakkenær ozon i atmosfæren slik at andelen NO_2 øker. I uEMEP er det antatt at 15 % av NO_x -utslippet fra veitrafikk er NO_2 ved utslippstidspunktet. De nederste fire radene i tabell 1 oppsummerer hvilke data som er brukt for eksosutslippsfaktor og korreksjonene som er gjort for hvert av årene.

Rekjøringen for 2019 brukte nasjonale utslippsfaktorer basert på SSBs estimat for totale kjørelengder og utslipp for 2018, som ga utslippsfaktor på 0.01 (0.1) g/km $\text{PM}_{2.5}$ og 0.44 (4.4) g/km NO_x for lette (tunge) kjøretøyer.

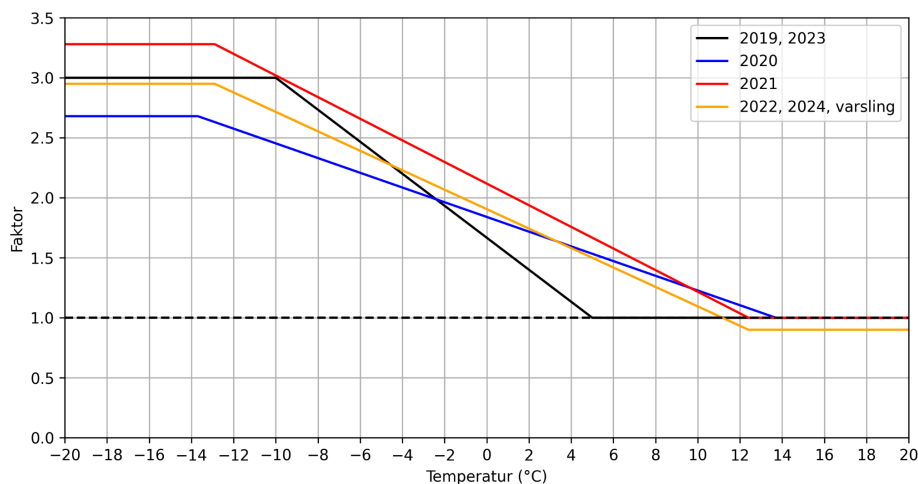
For 2020-2024 har vi tatt i bruk resultater fra [NERVE](#)-modellen (Norwegian Emissions from Road Vehicle Exhaust, Weydahl et al., 2024), som tar høyde for ulik bilpark i hver kommune. NERVE-modellen er en «bottom-up» modell som bygger på fire detaljerte datasett; (1) Veinettet (NVDB), (2) trafikkmengde fra Regional Transport Model (RTM), (3) kjørelengdestatistikken for norskregistrerte kjøretøy fra SSB, og (4) utslippsfaktorer fra HBEFA (Hand Book of Emission Factors for Road Transport). NERVE beregner totalt antall kjørte kilometer og gjennomsnittlige utslippsfaktorer for hver kjøretøykategori i hver kommune i Norge. Disse kjøretøykategoriene er overordnede og kategoriserer bilene etter kjøretøytype (lastebiler, varebiler, personbiler, busser) og drivstofftype, og hver kategori består av mange ulike bilmodeller. Dermed kan utslippsfaktorene for samme kategori variere fra en kommune til en annen.

Kjørelengdene fra NERVE blir skalert slik at det blir konsistent med kjørelengdene for lette og tunge kjøretøyer man får ved å summere trafikken på veglenkene (se kapittel 3.1.1) i kommunen. Fram til og med rekjøringen av 2023 antok vi i denne skaleringen at alle busser og lastebiler er tunge, og alle personbiler og varebiler er lette. Vi oppdaget imidlertid at dette førte til en større oppskalering av trafikken av busser og lastebiler enn for personbiler og varebiler, som antagelig skyldes at en del varebiler er lengre enn 5,6 m og dermed telles som tunge kjøretøyer i grunnlagstallene for NVDB. Man får bedre samsvar mellom kjørelengdene fra NERVE og veglenkene i NVDB om man antar at 25 % av varebilene er tunge (før skalering med NERVE), så fra og med rekjøringen av 2024 har vi gjort dette, inkludert fremskrivningen for 2030.

NERVE beregner trafikk tall og utslipp for hvert år, men disse dataene blir vanligvis ikke klare i tide til å brukes i rekjøringen for det aktuelle året. Derfor har NERVE-data for året 2019 blitt brukt for både år 2020 og 2021. Vi fikk senere tilsendt en oppdatert versjon av NERVE som var beregnet for år 2021, som er brukt i rekjøringene for 2022 og 2023, og deretter en versjon for år 2023 som er brukt i rekjøringen for 2024 og nåværende varsling. Siden

utslippsfaktorer for eksos går raskt nedover, har vi korrigert for at vi ikke bruker siste år ved å legge på en skalering (se tabell 1) basert på en nasjonal trend i eksosutslipp som er estimert fra SSB tabell [08941](#) og [08942](#). Denne skaleringsfaktoren er den samme for alle kommuner, bortsett fra i Oslo, der vi har lagt inn en noe sterkere reduksjon for to av årene basert på trend i målte NO_x -konsentrasjoner.

Utslippsfaktorene for NO_x blir i tillegg økt ved lave utetemperaturer ved å gange med en temperaturfaktor. Denne utslippsøkningen er relatert til rensesystemer som ikke fungerer optimalt ved lave temperaturer i tillegg til kaldstart-effekter og økt drivstofforbruk. Korreksjonen er i alle modellberegningene implementert som en gradvis økning i NO_x -utslippet fra veitrafikk i et gitt temperaturintervall, men parameterne i formelen er litt forskjellige mellom de ulike kjøringene (se figur 3). I rekjøringen for 2019 ble det brukt en midlertidig formel, der utslippet er 3 ganger høyere ved de laveste temperaturene og utslippsøkningen skjer mellom +5 og -10 °C (svart linje i figur 3). Vi har siden gjort en grundigere analyse av temperatureffekten publisert i [Wærsted et al. \(2022\)](#). Konklusjonen fra denne artikkelen er rød linje i figur 3, der utslippet er 3,3 ganger høyere ved de laveste temperaturene og økningen skjer mellom +12.4 og -12.9 °C. Denne korreksjonen ble brukt i rekjøringen for 2021. I rekjøringen for 2020 ble en litt annen formel brukt, siden analysen ikke var helt ferdig ennå. Da vi tok i bruk de oppdaterte NERVE-data i rekjøringen for år 2022, hadde utslippsfaktorene i NERVE inkludert en effekt av kaldstart som tidligere ikke var med, som ga ca. 10 % høyere NO_x -utslipp. Vi valgte derfor å nedjustere temperaturfaktoren med 10 % ved alle temperaturer (oransje kurve i figur 3). Den sistnevnte kurven burde også ha vært brukt i rekjøringen av 2023, siden samme NERVE-data brukes, men ved en feiltakelse ble den gamle formelen fra 2019 brukt. I rekjøringen for 2024 har vi derimot brukt den mest oppdaterte formelen igjen.



Figur 3: Temperaturkorreksjon av NO_x -utslipp fra veitrafikk som har vært brukt i rekjøringen for hvert av årene og i varsling fra november 2025. NO_x -utslippet fra veitrafikk blir ganget med denne faktoren basert på modellert lufttemperatur hver time. Fremskrivning for 2030 bruker samme korreksjon som 2023-rekjøringen.

3.1.3 Veistøv

Veistøvet (også kalt “veitrafikk, ikke-eksos”) består av slitasjepartikler fra vei, dekk og bremseslit, i tillegg til partikler fra salt og sand/grus benyttet til vinterdrift av veiene. Til forskjell fra eksos, blir veistøvet ofte liggende på veien lenge før det virvles opp i lufta. Derfor brukes en egen veistøvmodell NORTrip (NON-exhaust Road Traffic Induced Particle emissions model, Denby et al., 2013a,b) til å modellere prosessene for dannelse og oppvirvling av veistøv på hver veglenke i Norge. Dette inkluderer både modellering av vei-, dekk- og bremseslit (beskrevet i kapittel 3.1.3.1-2), driftsaktiviteter på veiene (brøyting, salting, sanding og rengjøring, beskrevet i kapittel 3.1.3.3), og prosessene som påvirker massebalansen av støv og salt på veien, inkludert utslipp til lufta (beskrevet i kapittel 3.1.3.4).

3.1.3.1 Vei-, dekk- og bremseslit

Tabell 2 viser slitasjefaktorene som brukes i NORTrip-modellen, dvs. massen av vei-, dekk- og bremseslitpartikler som genereres per kjørte kilometer. Veislitasje er 30 ganger høyere for piggdekk enn piggfri dekk og 5 ganger høyere for tunge enn lette kjøretøyer. Slitasjefaktorene er betydelig lavere for dekk- og bremseslit enn for veislitasje, men andelen av støvet som består av partikler mindre enn 10 µm (PM₁₀) og 2,5 µm (PM_{2,5}) er også forskjellig for de ulike typene partikler. Disse andelenene er mye høyere for bremseslit enn de andre to, slik at bidraget fra bremseslit likevel ikke er helt uvesentlig, særlig for PM_{2,5}.

Tabell 2: Til venstre: Slitasjefaktorer for PM antatt i NORTrip-modellen per kjørte km, separat for piggdekk og piggfri dekk, ved 70 km/t (fartsavhengighet vises i figur 4). Til høyre: Andelen av partikkelmassen som er mindre enn 200, 10 og 2,5 µm for hver type slit og for sand og salt brukt i vinterdrift. Tallene som vises i tabellen er det som brukes i de nyeste rekjøringene, og i varslingen fra november 2024. Noen av faktorene var annerledes i eldre rekjøring (se merknader).

	Slitasjefaktorer for total PM (g/km)				Massefraksjoner (%)		
	Lette		Tunge		PM ₂₀₀	PM ₁₀	PM _{2,5}
	Pigg	Piggfri	Pigg	Piggfri			
Veislitasje***	2,88	0,096*	14,4	0,48*	100	28	2,2
Dekkslitasje	0,1		1,0**		100	10	1
Bremseslitasje	0,0056		0,056**		100	80	50
Sand (strøgrus)					5	0,8	0,2
Salt (veisalting)					100	28	2,2

*Slitasjefaktorene for veislitasje for piggfri dekk var 25 % lavere i rekjøringene for 2019–2021.

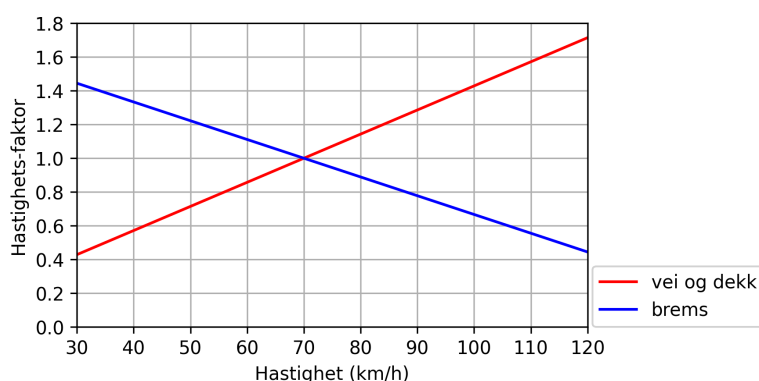
**Slitasjefaktorene for dekk- og bremseslit for tunge kjøretøyer var 50 % lavere i rekjøringene for 2019–2021.

***Slitasjefaktorene for veislitasje gjelder for et referanseveidekke med spesielt høy kvalitet. Veislitasjen som faktisk brukes i NORTrip skaleres opp basert på antatt veikvalitet (se tabell 3).

Tabell 3: For ulike trafikkmengde (ÅDT) antas det forskjellig kvalitet på veidekket: Veislitasjen i tabell 2 ganges med en faktor basert på veikvaliteten. ÅDT-grensene for de ulike veikvalitetene er basert på krav spesifisert i [veileder for vegbygging N200](#).

ÅDT	Veikvalitet	Faktor
<1500	NBM19_SS11	3,6
1500-5000	NBM14_SS11	2,9
5000-15,000	NBM10_SS11	2,32
>15,000	NBM7_SS11	1,9

Veislitasjen påvirkes også av kvaliteten på veidekket. Veislitasjefaktorene i tabell 2 er basert på en veislitasjemodell (Jacobson & Wågberg, 2007) og gjelder for et veidekke med høy kvalitet som brukes på svenske veier (se Denby et al., 2013a for detaljer). Veislitasjen er høyere for veier med dårligere kvalitet på veidekket. Tabell 3 viser de fire ulike veidekkene som er antatt brukt på veiene i Norge, og faktoren som veislitasjen ganges med i NORTRIP for å ta høyde for dette. Veidekket med høyest kvalitet og som er antatt brukt på veier med ÅDT > 15,000 har faktor 1.9. Dermed er veislitasjen i modellen vanligvis ca. det dobbelte av det som vises i tabell 2.



Figur 4: Hastighetsavhengighet av vei-, dekk- og bremseslitasje i NORTRIP, relativt til slitasjefaktor ved 70 km/t gitt i tabell 2.

Slitasjefaktorene i tabell 2 blir også påvirket av hastigheten på kjøretøyene (figur 4), som antas å være lik fartsgrensen på veien. Vei- og dekkslitasje øker lineært med hastigheten; bremseslitasje blir derimot lavere ved økt hastighet; dette er fordi veier med høyere hastighet generelt har mindre oppbremsing (Denby et al. 2013a).

Skiltet fartsgrense og trafikkmengden av lette og tunge kjøretøyer er tilgjengelig for hver veglenke (se kapittel 3.1.1). Andelen av lette og tunge kjøretøy som bruker piggdekk om vinteren er estimert for hver kommune basert på romlig Kriging-interpolasjon av [piggdekkteellinger fra Statens vegvesen i 13 byområder](#)³. Rekjøringen for 2019 brukte

³ Nylig har piggdekkteellinger blitt erstattet med spørsmål om piggdekkbruk i den nasjonale reisevaneundersøkelsen, men dette har ennå ikke blitt tatt i bruk i NORTRIP-modellen.

tellinger fra 2017, mens senere kjøring har brukt tellinger fra år 2019-2020, men med oppdateringer for noen enkeltkommuner som har nyere tellinger. Piggdekkene antas brukt i perioden ca. november–april, og noe lenger i Nord-Norge enn Sør-Norge. Fra og med rekjøringen for 2022 antas det også at i kommuner der piggdekkandelen er over 25 % bruker en liten andel av bilene også piggdekk om sommeren (ca. 4 % av piggdekkandelen på vinteren). Tabell 4 viser piggdekkandelene som er brukt for noen utvalgte kommuner. Se Vedlegg A for piggdekkandeler og piggdekk sesong for alle kommunene. Merk at rekjøringene har brukt ulik kommuneinndeling, som reflekteres i tabellene i Vedlegg A.

3.1.3.2 Justering av slitasjefaktorer og piggdekkandel for elbiler

Elektriske biler er generelt tynge enn fossilbiler, som gir økt vei- og dekkslitasje, men pga. regenerative bremsesystemer vil de også ha en lavere bremsesitasje. Dette er diskutert i Nordust2-rapporten (Gustafson et al., 2024, kapittel 4). Fra og med rekjøringen for 2024 har vi tatt høyde for dette i beregningene av veistøvutslipp på en forenklet måte: Vi har lagt inn en økning på 30 % i veislitasje og dekkslitasje for de elektriske bilene og en 50 % reduksjon i bremseslitasjen.

Den økte veislitasjen fra elbiler vil i utgangspunktet gi mer PM₁₀-utslipp fra veistøv, men dette motvirkes av at en mindre andel av elbilene bruker piggdekk. Det er ikke veldig mye data tilgjengelig på piggdekkbruk for elektriske kjøretøyer, men både piggdekk tellinger i Trondheim i 2021-2022 der elbiler og fossilbiler ble talt separat (Tore Berg, personlig kommunikasjon) og resultater fra den nasjonale reisevaneundersøkelsen 2024 presentert av Miljødirektoratet på Bedre byluft-forum april 2025 (Aasness, 2025) tyder på at elbiler har omtrent halvparten så stor piggdekkandel som fossilbiler. Det er sannsynlig at det kan være regionale ulikheter i forskjellen mellom piggdekkandel på elbiler og fossilbiler, men inntil data om dette blir tilgjengelig, har antagelsen om halvparten så høy piggdekkandel på elbiler blitt brukt i alle kommuner. Piggdekkandelen for elektriske og fossile lette kjøretøyer er da justert slik at gjennomsnittet forblir uendret. For eksempel, hvis piggdekkandelen for lette kjøretøyer er 10 % i en kommune der 1/3 av de lette kjøretøyene er elektriske, blir piggdekkandelene for lette elektriske og lette fossile kjøretøyer satt til hhv. 6 % og 12 %.

Totalt gir disse justeringene en bare en svak økning i utslippene fra veistøv, men separat håndtering av elektriske biler er vesentlig for å kunne simulere effekten av endringer i sammensetning av bilparken, der fremtidig utslipp av veistøv avhenger av om piggdekkandelen for elektriske biler forblir lavere enn fossilbiler når deres andel av bilparken øker (som diskutert i Gustafson et al., 2024). Selv om ikke denne justeringen ble gjort i selve modellkjøringen av år 2023, blir det tatt høyde for når utslippsendringer beregnes med tiltakskalkulatoren. I fremskrivningen for 2030 og rekjøringen av 2024 er ulik slitasje og piggdekkandel for elbiler tatt høyde for også i selve modellkjøringen.

3.1.3.3 Driftsaktiviteter

I NORTRIP-modellen blir driftsaktiviteter på veiene modellert basert på regler knyttet til meteorologiske forhold og med begrensninger for hvilke måneder de kan skje og hvor ofte. Ekte data på driftsaktiviteter er bare brukt i et prøveprosjekt der vi fikk tilgang til detaljerte driftsaktivitetsdata på hovedveiene i Trondheim kommune. Disse dataene ble bare brukt i rekjøringen av år 2021 og bare for disse veiene i Trondheim.

Tabell 4: Piggdekkandeler (%) om vinteren (i piggdekksesongen) for lette og tunge kjøretøyer som er brukt i rekjøringen av hvert år, for noen utvalgte kommuner (en kommune i hvert fylke). Varslingen fra november 2025 bruker samme piggdekkandeler som 2024-rekjøringen. Vedlegg A gir piggdekkandelene for alle kommuner: for hvert år, gis piggdekkandeler antatt for vinter og sommer, samt datoene for piggdekksesongen (det antas piggdekkbruken øker gradvis fra “piggsesong_start” til “piggsesong_start_full” og reduseres gradvis fra “piggsesong_slutt_full” til “piggsesong_slutt”).

Kommune	Lette						Tunge					
	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2019	2020	2021	2022	2023	2024
Alta	89	78	78	78	78	78	65	81	81	81	81	81
Bergen	18	23,5	23,5	12	12	12	1	16,3	16,3	6	6	6
Bodø	75	74,7	74,7	74,7	74,7	74,7	38	47,4	47,4	47,4	47,4	47,4
Bærum	16	12,2	12,2	12,2	12,2	12,2	2	3,4	3,4	3,4	3,4	3,4
Drammen	19	16,5	16,5	16,5	16,5	13	4	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7
Fredrikstad	21	14	14	14	14	14	12	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8
Hamar	46	40,9	40,9	40,9	40,9	40,9	7	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3
Kristiansand	44	29,9	29,9	25	25	21	15	26,4	26,4	12	12	12
Oslo	11	9,6	9,6	9,6	9,6	9,6	1	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7
Skien	32	27,2	27,2	27,2	27,2	23	14	15,1	15,1	15,1	15,1	15,1
Stavanger	24	12,2	12,2	10	10	8	12	6,6	6,6	5	5	5
Tromsø	86	82	82	82	82	82	73	79	79	79	79	79
Trondheim	35	16	16	19	19	19	27	10,2	10,2	10,2	10,2	10,2
Tønsberg	21	14,8	14,8	14,8	14,8	14,8	20	5,9	5,9	5,9	5,9	5,9
Ålesund	43	49	49	49	49	49	12	30,2	30,2	30,2	30,2	30,2

Veisaltning gjøres på alle veier over 5000 ÅDT⁴, basert på regler for temperatur, nedbør og luftfuktighet. En saltmengde på 30 g/m² antas brukt per salting, og maksimalt to saltinger per dag. Årlig totalt saltbruk summert over alle veier i modellen har blitt sammenlignet med nasjonalt rapportert totalt saltforbruk, og både totalmengden og variasjonen fra år til år er relativt lik.

Sanding (strøgrus) er inkludert for alle fylkes- og kommuneveier med under 5000 ÅDT. Total påført masse er 200 g/m² per strøing (men svært lite av dette er PM₁₀, se tabell 2), og det kan ikke strøs oftere enn hver 14. dag.

Brøyting er modellert å skje når det er minst 3 mm fuktighet (dvs. ca. 3 cm nysnø) på veibanen, og 80 % av snøen fjernes ved brøyting, men bare 10 % av vann i væskeform.

⁴ Fra og med 2022 er det ikke salting i Narvik. Dette ble slått av i modellen etter kommunikasjon med kommunen og erfaring med at veiene tørket for raskt opp i modellen ved målestasjonen i Narvik.

Rengjøring av veiene er også implementert ut fra regler om hvilken del av året det gjøres, hvor ofte og ved hvilken lufttemperatur. Fylkes- og kommuneveier antas å bli rengjort i april–mai, mens Europa- og riksveger kan også rengjøres tidligere. Rengjøring antas å fjerne bare en andel av veistøvet fra en skitten veibane, avhengig av typen rengjøringsutstyr som er antatt brukt. Denne andelen avtar når veien har lite støv i utgangspunktet. På de fleste veier er andelen satt til maksimalt 0.25, men den er satt høyere for Europa- og riksveger i enkelte kommuner, basert på mottatt informasjon fra disse om hvilket rengjøringsutstyr som benyttes.

Støvbinding med $MgCl_2$ kan også modelleres i NORTRIP. Dette er salt som holder veien fuktig til et lavere nivå av luftfuktighet enn vanlig veisalt og dermed hindrer oppvirvling av støv. Reglene som trigger støvbinding er mer kompliserte og sjekker om veien er tørr i tillegg til meteorologiske variabler. Støvbinding ble bare inkludert i modellen i rekjøringene av 2019-2021 og bare for kommunene Moss, Sarpsborg, Fredrikstad, Bærum, Oslo, Lillehammer, Porsgrunn, Skien, Bamble, Stavanger, Bergen, Narvik, Rana, Tromsø, Harstad og Trondheim⁵.

De kommunespesifikke parameterne for vinterdrift for varslings sesongen 2025–2026 er gitt i Vedlegg B. Disse var de samme også i sesongen 2024–2025.

3.1.3.4 Modellering av veiforhold og oppvirvling

Partiklene som genereres ved vei-, dekk- og bremseslitasje kan enten slippes direkte ut i lufta eller bli liggende på veibanen. Ved tørr vegbane er andelen som slippes direkte ut i lufta høy⁶, mens ved tilstrekkelig våt eller snødekt veibane blir alt veistøv liggende på veibanen, der det kan bygge seg opp et stort lager av støv. Dette er grunnen til at de høyeste PM_{10} -konsentrasjonene ofte forekommer på våren når snøen smelter og veiene tørker opp.

Ved tilstrekkelig tørr vegbane, vil veien gi utslipp til luft både gjennom direkteutslipp av nygenererte slitasjepartikler og gjennom oppvirvling av opplagret støv på veibanen. Effektiviteten for oppvirvling øker med farten, og tunge kjøretøy virvler opp betydelig mer enn lette. For rekjøringene av 2019-2021 genererer et tungt kjøretøy 10 ganger mer oppvirvling enn et lett kjøretøy. Fra og med rekjøringen av 2022 er oppvirvlingen halvert for lette og doblet for tunge kjøretøyer slik at tunge kjøretøyer nå gir 40 ganger mer oppvirvling enn lette. I virkeligheten vil også vinden kunne føre til oppvirvling, men dette er ikke inkludert i modellen. Salt og sand som ligger på veibanen kan også virvles opp. Av de totale nasjonale PM_{10} -utslippene fra veistøv i 2023-rekjøringen, utgjør salt 1,5 % og sand/grus 5 %.

Fuktigheten på veibanen er tett knyttet til temperatur og luftfuktighet, gjennom prosesser som stråling, fordamping, frysing og smelting. NORTRIP modellerer derfor både temperatur og fuktighet på veibanen, i tillegg til mengden støv, salt og støvbinder på veien. Dette

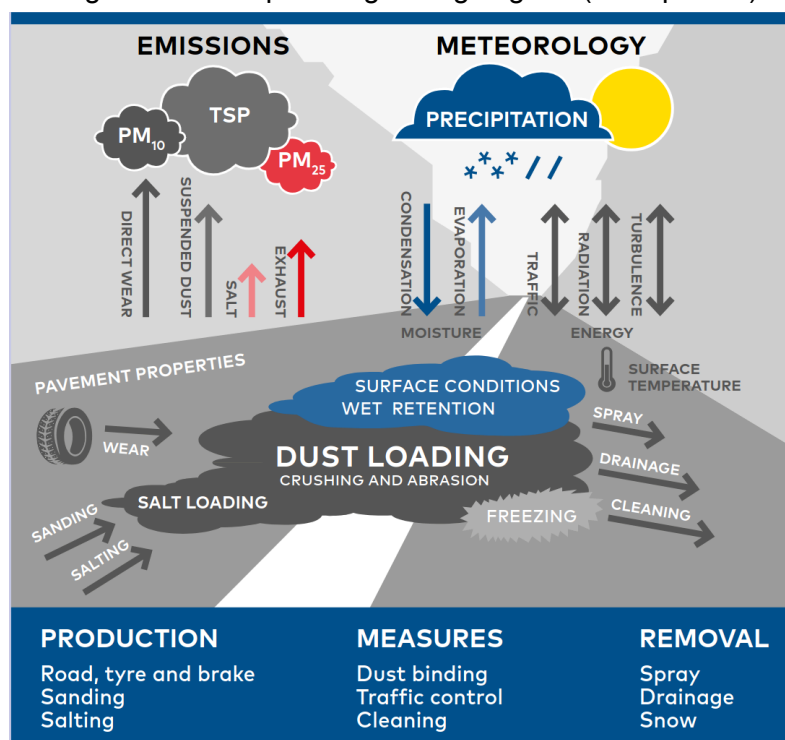
⁵ Disse kommunene inkluderte støvbinding fordi vi hadde fått informasjon om at slike tiltak ble brukt. Fra 2022 ble støvbinding slått av i modellen fordi vi vurderte at det er for stor usikkerhet knyttet til tid og sted for støvbinding, når vi ikke har detaljerte driftsdata.

⁶ Andelen av nygenererte slitasjepartikler som slippes ut direkte til lufta ved tørr vegbane var 100 % for rekjøringene 2019-2021, men har siden blitt endret til 50 %, som gjør at en større andel av utslippene kommer gjennom oppvirvling. Denne endringen ble gjort basert på observerte tidsvariasjoner i PM_{10} fra veistøv.

inkluderer mange prosesser, oppsummert i figur 5. Veisaltet er viktig å modellere fordi det påvirker både frysepunktet og fordamping av fuktigheten på veien. Fuktighet kommer til veien gjennom nedbør, duggdannelse og påført saltløsning ved salting/støvbinding, og fjernes ved fordamping, brøyting, sprut fra bilene og avrenning. Ved sprut og avrenning vil også salt og støvbinder forsvinne fra veien, og også noe av sand- og slitasjestøvet (men en betydelig mindre andel enn for salt, siden det er mindre vannløselig). Brøyting vil også fjerne en del av saltet og støvet sammen med fuktigheten. Når støvet først er fjernet fra veien på denne måten, er det borte fra modellen og kan ikke senere virvles opp fra veikanten, selv om dette kan skje i virkeligheten.

Solstråling er en viktig faktor for temperaturen på veien, og dermed også for smelting og fordamping. For å ta høyde for skyggeeffekter av topografi (bakker/åser/fjell), brukes et detaljert topografisk kart over Norge på 50 m oppløsning. Fra og med november 2025 har det topografiske kartet fått en høyere oppløsning på 10 m i varslingen og inkluderer også bygninger og trær, og dette vil også brukes i fremtidige rekjøringer. Kartet er hentet fra Kartverket (<https://hoydedata.no/>, versjon 2025).

Alle de meteorologiske variablene som NORTRIP trenger for å beregne driftsaktiviteter og prosessene på veibanen, tas fra værmodellen AROME-MetCoOp på 2,5 km oppløsning, som også brukes i spredningsberegningene (se kapittel 2).



Figur 5: Skjematisk fremstilling av prosessene som modelleres i NORTRIP-modellen (Nordic Council of Ministers., 2017)

3.1.4 Usikkerheter og forutsetninger i utslipp fra veitrafikk

- Utslipp fra alle kjøretøy er antatt 1 m over bakkenivå, inkludert broer.
- Sanntidsdata for trafikk er ikke benyttet i beregningene, med unntak av de månedlige og fylkesvise korreksjonene som ble benyttet i 2020-2022 (se kapittel 3.1.1). Derfor vil avvik fra de antatte trafikkmengdene ikke bli fanget opp i beregningene.

- Konstante utslippsfaktorer for eksos for lette og tunge kjøretøyer er brukt for hver kommune for hvert år, og NO₂-andelen i NO_x-utslippet er satt til 15 %. I virkeligheten kan utslippsfaktorene variere pga. variasjon i bilparken innad i kommunen, eller som følge av kaldstarter, tekniske problemer med forbrenningsmotorer m.m.. Dette er kun tatt høyde for gjennom temperaturkorreksjonen av NO_x-utslipp (se kapittel 3.1.2), som er en overforenkling av mange forskjellige temperatureffekter for ulike bilmodeller (Wærsted et al., 2022).
- Antagelser for tunneler: Det antas at mesteparten av utslippet inni tunneler kommer ut gjennom tunnelmunningene. Tunnelutslippet fordeles på en ca. 100 m lang linje utenfor hver tunnelmunning (for tunneler kortere enn 200 m er denne linja kortere), og det starter med en større vertikal spredning i uEMEP enn vanlige veiutslipp, siden det antas at utslippet allerede har blitt spredt vertikalt inni tunnelen. Effekten av ventilasjonstårn er ikke inkludert. En liten andel av utslippet antas å forbli i tunnelen gjennom avsetning på tunnelveggene, og denne andelen øker med lengden av tunnelen. Tunneler er antatt å alltid være tørre, slik at veistøv-beregningene fra NORTRIP alltid gir utslipp fra tunneler, selv om veiene er våte utenfor tunnelen pga. nedbør.
- Det er lite informasjon om veidrift tilgjengelig, noe som gjør det utfordrende å ta hensyn til driftstiltak i NORTRIP-modellen. Brøyting, sanding, salting og rengjøring av veier er lagt inn etter enkle regler, og det er sannsynlig at både tidspunkt og total mengde av disse aktivitetene avviker fra virkeligheten på mange veier.
- NORTRIP modellerer kun veistøvet så lenge det ligger på veien. Når det er fjernet ved avrenning, sprut eller brøyting, vil støvet i virkeligheten kunne bli liggende på veikant, veiskulder, langs fortauskant eller andre steder nær veien. Dette støvet kan senere bli oppvirvlet i tørre perioder og gi økt PM₁₀-konsentrasjon, som ikke fanges opp av modellen. Oppvirvling av vinden er heller ikke tatt med i modellen.
- NORTRIP modellerer hver veilenke uavhengig av alle andre. I virkeligheten kan dekkene på bilene trekke med seg både fuktighet, støv og salt fra en vei til en annen. Dette fanges ikke opp av modellen.

3.2 Vedfyring

Vedfyring er estimert til å være den største enkeltkilden til PM-utslipp i Norge (SSB, 2024). Utslipp fra vedfyring er avhengig av mange faktorer som type ovn, type ved og fyringsteknikk.

3.2.1 Vedforbruk, utslippsfaktorer og romlig fordeling

SSB estimerer totalt vedforbruket for hvert fylke⁷ i åpen peis, vedovn med gammel teknologi og ny teknologi (ovner laget etter 1998) ([SSB tabell 09703](#)). MetVed-modellen utviklet av NILU (Grythe et al., 2019) beregner et "vedfyringspotensial" for hele Norge i et rutenett på 250 m oppløsning, som brukes til å fordele vedforbruket innad i hvert fylke. MetVed bruker mange ulike datakilder, blant annet informasjon om boligtyper, tilgjengelige ildsteder, utetemperatur og energiforbruk i boligene. Disse datakildene hentes ut for samme årstall som SSB sine data for vedforbruk.

MetVed beregner deretter utslippet ved å bruke utslippsfaktorene for åpen peis, gamle og nye ovner (tabell 5). MetVed brukte utslippfaktorer fra Seljeskog et al. (2019) for å lage utslippene brukt i rekjøringen av 2019. For senere rekjøringer har mer oppdaterte utslippsfaktorer fra Seljeskog et al. (2017) brukt, som for de fleste kommuner gir en svak reduksjon i utslippene. MetVed-beregningen for år 2024, som benyttes i rekjøringen av 2024, tok i bruk oppdaterte utslippsfaktorer for nye ovner som tar høyde for at de nyeste ovnene har lavere utslipp jo nyere de er, ved at gjennomsnittlige utslippsfaktoren for nye ovner reduseres fra år til år, basert på Skreiberg et al. (2023a). Utslippsfaktorene for svevestøv for år 2024 er noe lavere enn det som ble brukt for nye ovner tidligere (tabell 5).

Utslippsfaktorene vektes med andelen av vedforbruket i hvert type ildsted for det aktuelle fylket. Variasjoner i disse andelene innad i fylket er ikke estimert, men for Bergen er det i MetVed for 2021 antatt at 100 % av veden er brent i nye ovner på grunn av forbudet mot gamle vedovner som Bergen hadde innført; dette gjelder rekjøringene som bruker utslippsår 2021 (se tabell 6). Når utslippene brukes i uEMEP, er det antatt at 10 % av NO_x-utslippet er NO₂ på utslippstidspunktet.

Tabell 5: Utslippsfaktorer (g utslipp per kg ved) for ulike typer ovner som er brukt i hver av rekjøringene og i varslingen (per november 2025).

	Åpen peis		Gammel ovn (-1998)		Ny ovn (1998-)		
	2019	2020-2024, varsling	2019	2020-2024, varsling	2019	2020-2023, varsling	2024
PM _{2,5}	16,4	16,4	16,5	20,86	11,6	7,85	7,67
PM ₁₀	17,0	17,0	17,1	23,13	12,0	8,3	8,1
NO _x	2,0*	1,3	2,0*	0,97	1,4*	0,97	0,97

*Utslippsfaktorene brukt for 2019 hadde ikke utslippsfaktor for NO_x, men vi antok at utslippsfaktoren var 12,4 % av PM_{2,5}.

⁷ I 2020 ble antall fylker redusert fra 19 til 11. SSBs tall for vedforbruk gis dermed på lavere romlig oppløsning for sammenslåtte fylker fra og med 2020. MetVed-modellen bruker likevel data om fordeling av vedforbruk mellom de 19 fylkene fra tidligere år til å fordele innad i sammenslåtte fylker.

Tabell 6 oppsummerer hvilke data som er brukt i rekjøringen av hvert år og i varslingen per november 2025. MetVed versjon 1 hadde bare beregnet utslipp for år 2016, og disse ble brukt for rekjøringen av 2019. Før rekjøringen av 2020 ble MetVed versjon 2 tilgjengelig (Grythe & Lopez-Aparicio, 2020): I tillegg til nye utslippsfaktorer (tabell 5) og oppdateringer i dataene brukt for romlig fordeling, angis det i versjon 2 også en utslippshøyde i hver rute, basert på høyden på bygningene (15 m for mindre hus, 30 m for leiligheter), som vil påvirke konsentrasjonene siden utslipp i større høyde gir mer fortynning før røyken når bakken. MetVed v.1 hadde ikke angitt utslippshøyde, så i rekjøringen av 2019 ble en konstant utslippshøyde på 15 m brukt.

MetVed v.2 har i tillegg egne beregninger for vedforbruk i fritidsboliger, basert på separate tall fra SSB, men disse er ikke tatt med i spredningsberegningene. Dette er fordi de har en egen tidsvariasjon, som ville krevd implementering som separat kilde i modellen, og dette er ikke prioritert siden fritidsboligene for det meste er i grisgrente områder.

MetVed v.2 beregner utslipp for et nytt år etter at data fra SSB for det aktuelle året blir klare. Dette er ofte ikke i tide til å bli brukt i rekjøringen for samme år. Derfor har et tidligere utslippsår blitt brukt i rekjøringene av år 2020-2023, mens i MetVed-resultatene for 2024 kom i tide til å kunne brukes i rekjøringen av 2024 (tabell 6). Hvilket utslippsår som brukes har relativt stor påvirkning på utslippet fra vedfyring pga. variasjoner fra år til år i dataene fra SSB (se figur 6a).

Tabell 6: Inngangsdata brukt for beregning av vedfyringsutslipp. Se tabell 5 for utslippsfaktorer.

Modellert år	2019	2020	2021	2022	2023 (2030*)	2024	Varsling fra nov. 2025
Utslippsår (SSB, MetVed)	2016	2019		2021		2024	2019
Skalering (se tabell 7)	Nei			Ja		Nei	Ja
Romlig fordeling	MetVed v.1	MetVed v.2					
År brukt for HDD	2016	2019		2022	2023	2024	2019
Tidsvariasjon (se figur 7)	Aasestad (2010)					Basert på airMont-sensorer	

*Fremskrivning for 2030 brukte samme vedfyringsdata som 2023 unntatt en endring i fordeling av gamle og nye ovner, se kapittel 5.4

3.2.2 Skalering av vedfyringsutslipp

Etter flere år med modellkjøringer for Norge, ble det registrert at PM_{2,5}-konsentrasjonene var under- eller overestimert systematisk på en del målestasjoner, og tidsprofilen tydet på at

vedfyring kunne være årsaken, pga. karakteristisk bias om vinteren og på kveldstid. For å redusere bias har det i kommunene med måledata for $PM_{2,5}$ blitt utført en multilineær regresjonsanalyse for året 2021 for å identifisere under- eller overestimert bidrag fra vedfyring, bl.a. ved å sammenligne det karakteristiske tidsprofilen for vedfyring med måledata. Ut fra denne analysen har utslippene fra vedfyring blitt skalert opp eller ned i enkelte kommuner som angitt i tabell 7. F.eks. for Oslo er faktoren 0,8, som betyr at Oslo har fått 20 % lavere utslipp.

Tabell 7: Skaleringsfaktorer for vedforbruk i enkelte kommuner. Disse benyttes i rekjøring av 2022 og 2023 og i varslingen, samt i fremskrivningen for 2030. For kommuner som ikke er oppført i tabellen har en skalering på 1,055 blitt brukt i 2022 (dvs. 5,5 % økning), basert på økning i nasjonalt vedforbruk fra 2021 til 2022 fra SSB, og ingen skalering i de andre årene.

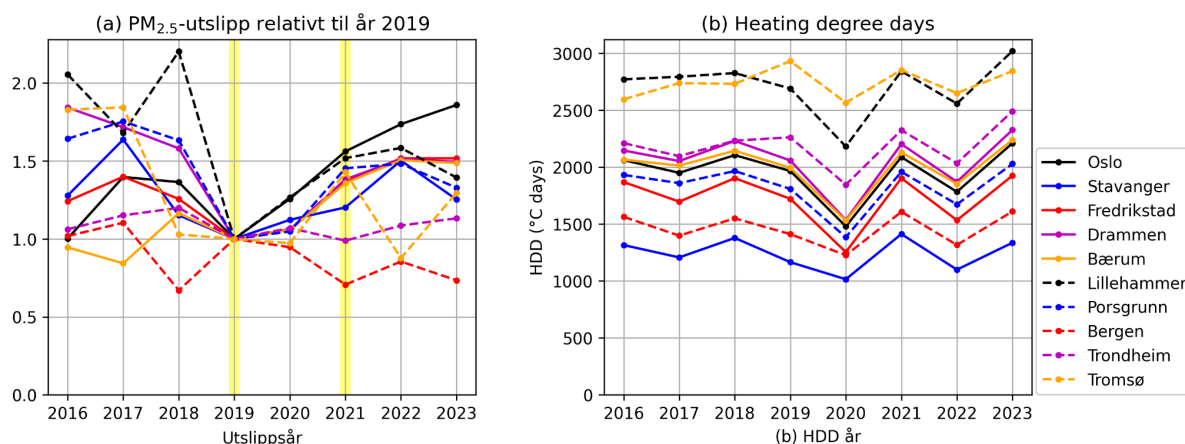
Kommune	Skalering
Bergen	1,5
Drammen	2,0
Harstad	2,0
Kristiansand	1,3
Lillestrøm	0,7
Narvik	2,0*
Oslo	0,8
Porsgrunn	0,7
Skien	0,7
Stavanger	1,5
Trondheim	0,8

*Skalering ble ved en feil ikke gjort for Narvik i rekjøring av 2023. For å være konsistent, er skalering for Narvik heller ikke gjort i fremskrivningen for 2030.

Selv om denne skaleringen av utslipp ga resultater for $PM_{2,5}$ som stemte bedre med målinger, både for årsmiddel og kortere tidsskalaer, har det gjennom faglige diskusjoner blitt konkludert med at det er uheldig å skru opp og ned utslippet på denne måten i en tjeneste der konsentrasjonene skal relateres til faktiske data på utslipp. I rekjøringen av 2024 har vi derfor ikke foretatt noen slik skalering, men brukt utslippene slik de kommer fra MetVed-2024. Men siden skaleringsfaktorene var blitt brukt i 2023-rekjøringen, har vi også brukt dem i fremskrivningen av år 2030 (se kapittel 5), siden disse to kjøringene er ment å være mest mulig konsistente med hverandre. Skaleringsfaktorene inngår altså i begge årene som kan brukes i tiltakskalkulatoren.

Som angitt i tabell 6, brukes også disse skaleringsfaktorene i varslingen, men med utslippsår 2019. Grunnen til at år 2019 brukes i varslingen er at det ble observert stor overestimering av $PM_{2,5}$ da utslippsår 2021 ble tatt i bruk høsten 2023, særlig på Østlandet. Vi gikk derfor tilbake til utslippsår 2019, som har lavere utslipp enn 2021 i mange kommuner (figur 6a),

som også stemte bedre med målinger av $PM_{2.5}$ i vintersesongen 2023-2024. En mulig årsak kan være at det ble fyrte mer med ved under pandemien. Varslingen bruker fremdeles utslippsår 2019 med skaleringsfaktorene i nåværende sesong (2025-2026), men det er planlagt å snart bytte til utslippsår 2024 med nye skaleringsfaktorer. For varslingen anser vi det som rimelig å fortsette å bruke skaleringsfaktorer siden varselet først og fremst skal modellere riktige konsentrasjoner, og ikke brukes til å analysere tiltak.



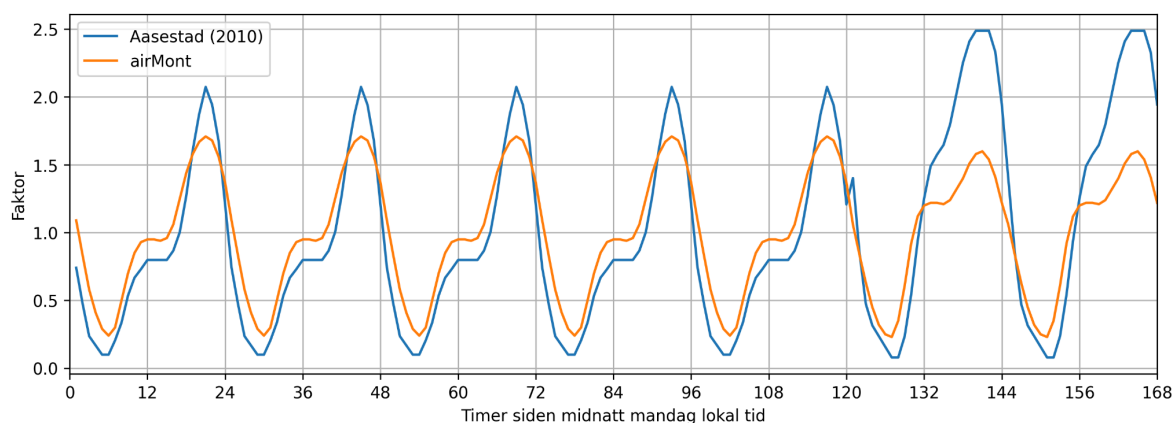
Figur 6: (a) Totalt årlig utslipp av $PM_{2.5}$ fra vedfyring i utvalgte kommuner beregnet av MetVed v.2 basert på vedforbruk fra SSB for ulike år, normalisert med utslippet i 2019. De to utslippsårene fra MetVed v.2 som er benyttet i rekjøringene 2020-2023 er markert i gult (NB: utslippet i 2021 er før skaleringen i tabell 7). (b) Heating degree days (HDD) beregnet for hvert år for de samme kommunene (kommunegjennomsnitt av HDD er beregnet ved å vekte rutene i kommunen med $PM_{2.5}$ -utslippet for samme år).

3.2.3 Fordeling i tid

For å fordele vedfyringen mellom årets dager, brukes døgnmiddeltemperaturen. Vedfyring starter ved døgnmiddeltemperatur på 11 °C og øker lineært med synkende temperatur. For hver 250-m rute i MetVed beregnes derfor en størrelse kalt "heating degree days" (HDD), som er lik antall grader døgnmiddeltemperaturen er under 11 °C (eller 0 hvis den er over 11 °C) summert over alle årets døgn. Utslippet for et gitt døgn beregnes ved å gange totalt årsutslipp for denne ruta med antall grader døgnmiddeltemperaturen er under 11 °C for det aktuelle døgnet, og deretter dele på HDD. Dersom samme temperaturdata som ble brukt til å beregne HDD også brukes i selve modellen, vil totalutslippet for hele året være uendret.

HDD blir beregnet for hvert år ved å interpolere døgnmiddeltemperaturen fra værmodellen til Meteorologisk institutt til hver 250-m rute som har vedfyringsutslipp. Tabell 6 viser hvilket års HDD er brukt i hver av rekjøringene og i varslingen. I rekjøringene av år 2019-2021 ble samme år brukt for HDD og utslipp. Det betyr at hvis modellert år er kaldere enn utslippsåret (i betydning høyere HDD), vil totalt årsutslipp i modellen bli høyere enn utslippet beregnet av MetVed (og motsatt dersom modellert år er varmere). For rekjøringene av 2022-2024 har vi i stedet valgt å bruke HDD fra det modellerte året. Da blir totalt årsutslipp det samme som i utslippsåret i MetVed, uansett om det er et kaldere eller varmere år. Figur 6b viser variasjonen i HDD fra år til år for utvalgte kommuner. HDD kan typisk være minst 20 % høyere i et kaldt enn et varmt år, som vil gi tilsvarende utslag i utslippene dersom HDD tas fra utslippsåret i stedet for modellert år. For de fleste kommuner var 2020 et varmere år og

2021 et kaldere år, relativt til utslippsåret 2019 som ble brukt for begge disse rekjøringene, og det kan dermed forklare forskjell i modellert utslipp mellom disse to årene. For varslingen kan vi naturligvis ikke bruke det modellerte året for å beregne HDD, siden temperaturdata for hele resten av året ikke er tilgjengelig ennå, så der er HDD tatt fra utslippsåret (2019). I varslingen brukes dessuten ikke døgnmiddeltemperaturen, men i stedet temperaturen for hele 2-dagersperioden det varsles for, for å beregne utslippet.



Figur 7: Antatt døgnvariasjon i vedfyringsutslipp for hver ukedag, i profilen fra Aasestad (2010) og i det oppdaterte profilet basert på sensordata fra airMont.

En døgnsyklus for hver dag i uka er også lagt inn for å simulere når folk er hjemme og tenner opp i ildstedene sine. For rekjøringene t.o.m. 2023 ble en ukesyklus basert på Aasestad (2010) brukt. I 2025 fikk vi tilgang på faktiske målinger av vedfyringsaktivitet med pipesensorer installert av airMont AS i et drøyt 1000 boliger i Lindesnes, Lyngdal og Halden og laget en modifisert ukesyklus basert på disse dataene, noe som ga forbedrede resultater for PM_{2,5} (se detaljer i rapporten, som er tilgjengelig nederst på denne siden: <https://www.met.no/prosjekter/luftkvalitet/evaluerings-av-luftkvalitets-modellen>). Figur 7 sammenligner de to ukesprofilene. En vesentlig forskjell er at Aasestad (2010) gir 50 % høyere vedforbruk i helgen, mens sensorene fra airMont ikke viste dette. Den nye tidsprofilen basert på airMont-sensorer har dessuten mindre døgnvariasjon. Den nye profilen er tatt i bruk i rekjøringen av 2024 og i varslingen fra november 2025.

3.2.4 Usikkerheter og forutsetninger i utslipp fra vedfyring

- Fordelingen av vedovnstyper er kun tilgjengelig på fylkesnivå. Antagelig varierer andelen gamle og nye ovner betydelig innad i et fylke, men det er ikke funnet gode nok proxy-data for å ta høyde for dette i MetVed.
- Reelle utslippsfaktorer vil variere kraftig på grunn av ulike fyringsforhold og fyringsteknikk, og at utslipp er høyest i begynnelsen av en fyring (e.g. Skreiberg et al., 2023b).
- Tidsvariasjon i vedfyring er antatt å følge utetemperaturen gjennom HDD og en fast døgn- og ukesyklus (se underkapittel 3.2.3).
- 10 % av NO_x-utslippet antas å være NO₂
- Utslipp fra fritidsboliger som beregnes i MetVed v.2 er ikke brukt i uEMEP.

3.3 Skipstrafikk

Utslipp fra skipstrafikk er i noen tilfeller et viktig bidrag til lokal luftforurensning av NO₂ og fint svevestøv (PM_{2,5}), særlig nær store havner. Tabell 8 oppsummerer hvilke skipsutslipp som er benyttet i modelleringen.

3.3.1 Utslippsmodell

Utslipp fra skipstrafikk er tilgjengelig fra Kystverket, beregnet ut fra "Automatisk Identifikasjons System" ([AIS](#))-data. AIS-data finnes for de fleste skip som ferdes i norske farvann. Den internasjonale sjøfartsorganisasjonen (IMO) krever at fartøyer over 300 brutto registertonn (GT), passasjerskip og/eller fartøy som frakter farlig eller forurensende last må ha AIS-sendere. AIS-data rapporteres hvert 6. minutt slik at Kystverket har grunnlagsdata om skipstype og -posisjoner i høy rom- og tidsoppløsning. I tillegg registreres data om skipstørrelse og motortype slik at utslipp kan beregnes for hvert skip med kjente utslippsfaktorer. I spredningsberegningene brukes utslippstallene for PM_{2,5} og NO_x, og det antas at 10 % av NO_x-utslippet er NO₂ på utslippstidspunktet.

Tabell 8: Skipsutslipp som er brukt i rekjøringen for hvert år, og i varslingen fra november 2025. Fremskrivning til 2030 bruker samme utslipp som 2023 for skip i Norge.

	2019	2020	2021	2022	2023 (2030)	2024	Varsling fra nov. 2025
Utslipp per måned	Havbase for år 2017, aggregert i ruter på 250m			Havbase for år 2021, aggregert i ruter på 250m		MarU for år 2023, aggregert i ruter på 250 m	
Døgnvariasjon i utslipp	Havbase for år 2017, aggregert i ruter på 2500 m						
Korrigert for landstrøm	Nei			Korreksjon for 7 havner basert på rapportert landstrømbruk i 2021 (se tabell 9)		Korreksjon for landstrøm inngår i MarU-modellen	

Inntil nylig ble utslippene beregnet med en modell utviklet og eid av DNV-GL og publisert via en nettside (Havbase). I løpet av 2024 har imidlertid Kystverket utviklet sin egen tilsvarende modell [MarU](#) (Kystverket, 2024). Data fra den nye modellen for år 2023 ble tatt i bruk i rekjøringen av 2024 og i varslingen f.o.m. november 2025.

Grunnlagsdataene fra Havbase/MarU er i for høy rom- og tidsoppløsning, og må aggregeres opp til en grovere oppløsning. Utslippsdata er oppskalert fra spesifikke AIS-punkter opp til 250 m ruter. Data med tidsoppløsning på hvert 6. minutt blir også oppskalert til timesdata. Månedlige totalutslipp blir laget ut fra timesdata for disse 250 m rutene, mens døgnvariasjoner er utviklet på grovere ruter med 2,5 km oppløsning. Utslippstall og samsvarende tidsvariasjoner ble først beregnet fra 2017-data i Havbase. Utslippstallene per måned ble oppdatert først med nyere data fra Havbase og deretter fra MarU, mens tidsprofilene for døgnvariasjon er uendret (tabell 8).

Utslipp fra skip skjer fra høye piper, men verken Havbase eller andre kjente datakilder har informasjon om høyden av pipene til hvert enkelt skip eller skipstyper. Siden skipene med de

største utslippene også har de høyeste pipene, har effektiv utslippshøyde (dvs. høyden av pipen pluss termisk løft) blitt satt til 70 m over havnivå for alle skipsutslipp.

3.3.2 Landstrøm

De siste årene har det i mange havner blitt installert infrastruktur som kan gi strømforsyning til skip som ligger til kai, slik at de kan slå av sine dieselgeneratorer. I dataene fra Havbase tas det ikke høyde for bruk av landstrøm. Når AIS-data viser at et skip ikke flytter seg er det antatt at fartøyet ligger i havn og at motoren til fartøyet er på og har utslipp. I forbindelse med oppdatering til Havbase-data for 2021 ble det gjort en manuell gjennomgang av energiforbruket fra landstrøm i 2021 (i GWh) som noen offentlige havner hadde rapportert frivillig til Miljødirektoratet. Det ble antatt at 1 GWh landstrøm erstatter 230 tonn drivstoff (MGO) (Nikolai Rivedal, Miljødirektoratet, personlig kommunikasjon), og utslippene fra de aktuelle havneområdene ble redusert tilsvarende. Tabell 9 oppsummerer endringen i årstotaler av utslipp for disse kommunene, både som følge av endret år fra Havbase og fra korreksjonen for landstrøm.

I MarU-modellen, som brukes i rekjøring av 2024 og i den nyeste varslingen, er effekten av landstrøm inkludert i modellen for alle havner med landstrømanlegg. Dette gjøres på en forenklet måte ved at utslippene i nærheten av hvert landstrømanlegg reduseres med 10 %, etter samråd mellom Kystverket og Miljødirektoratet (Kystverket, 2024). MarU tar også høyde for at en del ferger drives av batterier og dermed ikke har utslipp, noe som ikke var tilfelle i Havbase.

Tabell 9: Endring i årlig NO_x-utslipp fra skip som følge av oppdateringen gjort mellom 2021-rekjøring og 2022-rekjøring. Endringen er en kombinasjon av endret utslippsår og landstrømkorreksjon av det nye utslippsåret. Øvrige kommuner har også fått endret utslipp, men kun pga. endring av utslippsår.

Kommune	Landstrøm 2021 (GWh)	Utslippsår Havbase 2017 → 2021	Reduksjon fra landstrøm 2021	Total endring utslipp
Oslo	20,7	+74 %	-47 %	-7 %
Bergen	19,7	+11 %	-11 %	-1 %
Stavanger	1,6	-10 %	-2 %	-11 %
Kristiansand	18,9	+39 %	-16 %	+17 %
Sandefjord	12,7	+15 %	-16 %	-4 %
Haugesund	2,0	-26 %	-5 %	-30 %
Risør	4,2	+183 %	-29 %	+100 %

3.3.3 Usikkerheter og forutsetninger i utslipp fra skip

- Tidsvariasjonene er basert på 2017-data. Det er usikkert om 2017 var et representativt år.
- Manglende AIS-data forekommer i Havbase, men er vanligvis kun for reiseruter utenfor havneområder.
- Bruk av landstrøm ikke inkludert før år 2022, og for 2022-2023 er det kun inkludert for de syv havnene som rapporterte dette i 2021. Dette er bare en liten del av total

landstrømbruk. Det har også antagelig vært en økning i landstrømbruk siden 2021. Metoden for korrigerende av landstrøm i MarU (brukt i 2024) er også en forenkling.

- Effektivhøyden av utslipp fra alle skipsfartøy i alle skips kategorier er antatt å være 70 m over havnivået.
- 10 % av NO_x-utslippet antas å være NO₂
- I EMEP-modellen vil en del av skipsutslippet legges direkte i nederste modellnivå (ca. 0–50 m), som gjør at forurensningen når bakken for fort. Bidraget fra skipsutslipp mer enn 5 km unna (der uEMEP ikke brukes) kan derfor være overestimert.

3.4 Industri

Utslipp fra industrien stammer fra forskjellige prosesser som forbrenning, kjemisk- og metallurgisk produksjon i tillegg til aktiviteter som pukkverk, olje- og gassvirksomhet.

3.4.1 Metode for estimert industriutslipp

Totale årlige utslipp er tilgjengelig for ca. 300 industrivirksomheter i Miljødirektoratets database [Norske utslipp](#). Databasen inneholder årlige rapporterte utslippstall fra virksomheter med utslippstillatelse fra Miljødirektoratet og Statsforvalteren, som er iht. krav om nasjonale utslippsregistre ([PRTR](#)). Utslippsmengden er beregnet av virksomhetene enten basert på målinger, massebalanse eller utslippsfaktorer. Modellen bruker de rapporterte totalutslippene av PM og NO_x. PM-utslipp er rapportert som "total PM", og modellen antar at alt dette er PM_{2.5}. Det antas at 10 % av NO_x-utslippet er NO₂ på utslippstidspunktet.

Industriutslippene ble oppdatert før rekjøringen av år 2024 med dataene rapportert for år 2024⁸. For alle tidligere kjøring har de samme dataene for 2016 blitt brukt (oppsummert i tabell 10).

Tabell 10: Hvilke industriutslipp som er brukt for rekjøringen av hvert år, og i nåværende varsling. Fremskrivning for 2030 bruker samme industriutslipp som rekjøring av 2023.

	2019	2020	2021	2022	2023 (2030)	2024	varsling fra nov. 2025
Utslippsår fra "Norske utslipp"	2016					2024	

Utslippene er oppgitt som punktutslipp, men det svarer ofte ikke til eksakt lokasjon for utslippet fordi de oppgitte koordinatene i databasen er til hele virksomheten, dvs. senterpunktet eller administrasjonsbygningen til virksomheten, og ikke nødvendigvis til pipene eller bygningene hvor utslippene skjer. I tillegg finnes det ingen metadata i databasen

⁸ Anleggene "Tafjord kraftvarme" og "Eramet Porsgrunn" hadde i databasen for 2024 utslipp som virket urealistisk høye, så for disse blir i stedet utslipp for 2023 brukt.

om utslippshøyder, gasstemperatur eller -hastighet, og slike data er nødvendig for å kunne plassere utslipp i riktig høyde i modellen. Derfor brukes en konstant effektiv høyde av utslipp fra industrikilder på 100 m over bakkenivå.

Miljødirektoratet sendte en spørreundersøkelse til ca. 75 industrivirksomheter våren 2019 for å få informasjon for å forbedre metadata, rom- og tidsoppløsninger. Undersøkelsen ble sendt til virksomhetene med de høyeste NO_x- og/eller PM-utslippene. Basert på svarene, har det blitt implementert utslipp fra separate piper med nøyaktig høyde og posisjon for 5 av virksomhetene.

Industri kan også ha diffuse utslipp, dvs. utslipp som ikke går gjennom pipene, for eksempel støving fra kjøring, lagring og lasting/lossing av råvarer. Slike utslipp kan være viktige for lokal luftkvalitet siden de skjer i lavere høyde over bakken. De rapporterte utslippstallene inneholder per nå ingen separate estimater for diffuse utslipp, så det er antatt at alle utslippene skjer gjennom pipene. Det er sannsynlig at luftforurensning nær industrianlegg er underestimert på grunn av dette.

Det er ikke implementert detaljert tidsvariasjon av industriutslipp. Det er antatt konstante utslipp gjennom døgnet og gjennom året, bortsett fra at utslippene er antatt halvparten så store i helgen som på hverdager.

3.4.2 Usikkerheter og forutsetninger i utslipp fra industri

- Romoppløsningen til industrikildene er grov: utslipp fra hver virksomhet, inkludert dem med mange prosesser og utslippspunkter, er vanligvis definert fra senterpunkt (eller administrasjonsbygningen) til hele virksomheten, med unntak av de 5 virksomhetene der mer detaljerte data er brukt.
- Det finnes lite metadata for virksomhetene, og utslipp er definert med effektiv høyde av 100 m over bakken i modellen, med unntak av de 5 virksomhetene der mer detaljert informasjon er brukt. Spesielt er det ikke tatt hensyn til diffuse utslipp, som kan skje i lavere høyde og dermed gi underestimert av lokal luftforurensning nær utslippet.
- Tidsvariasjon i utslippene er ikke tatt høyde for, bortsett fra lavere utslipp i helgen. I virkeligheten vil ulike industrianlegg ha ulik tidsvariasjon i produksjonen og dermed utslippene.
- Alle år frem til 2023 har brukt de samme utslippene, som rapportert for år 2016
- All PM er antatt å være fint svevestøv (PM_{2,5})
- 10 % av NO_x-utslippet antas å være NO₂

4 Assimilering av måledata i 2021

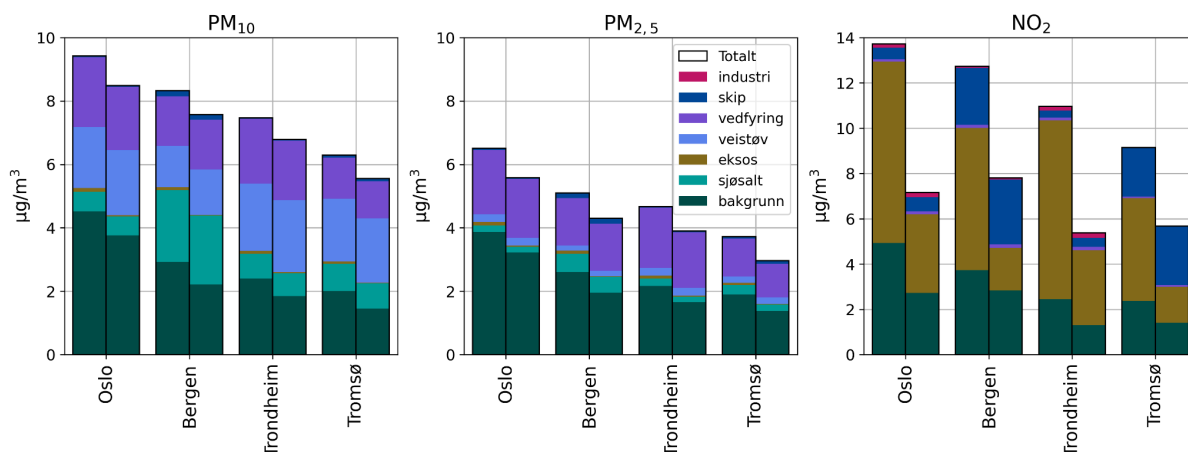
Under forberedelsene til rekjøringen for 2021, observerte vi at det var betydelig underestimering av PM_{10} , særlig i mai–juni i sørlige deler av Sør-Norge. Årsaken lot til å være en storskala/langtransportert kilde. For å korrigere for dette, tok vi i bruk assimilering av måledata. Målte konsentrasjoner av PM_{10} , $PM_{2,5}$, NO_2 og O_3 fra alle regionale bakgrunnsstasjoner ble assimilert hver time med en *3D-Var-metode*. Forenklet fungerer assimilering slik at konsentrasjonen justeres i EMEP-modellen i et område rundt målestasjonen for å komme tettere på målt konsentrasjon, på en måte som tar hensyn til usikkerhet både i de målte og modellerte konsentrasjonene og romlig representativitet av en punktmåling. Det er kun bidraget fra de storskala spredningsberegningene som er påvirket av assimileringen, mens bidragene fra utslipp innenfor 10 km x 10 km som er beregnet med uEMEP ikke er påvirket.

Siden metoden med dataassimilering har svakheter, særlig at den ikke identifiserer hvilke utslippskilder som skal justeres og justerer alle like mye, har vi ikke brukt denne metoden i noen andre rekjøringer enn 2021. Hovedeffekten av dataassimileringen er at kategoriene “Bakgrunn” og “Sjøsalt” er høyere enn de ellers ville ha vært for år 2021, i årsmiddel opptil 40 % høyere for PM_{10} og 15 % høyere for $PM_{2,5}$ sør i Sør-Norge, mens effekten på NO_2 er liten.

5 Fremskrivning for år 2030

Brukerne av tiltakskalkulatoren (se kapittel 8) hadde kommet med ønske om å kunne ta utgangspunkt i forventet situasjon i år 2030, som alternativ til et historisk år, dvs. legge lokale tiltak på toppen av forventede endringer i langtransporterte bidrag til forurensning i 2030. Vi har derfor utført egne beregninger for å representere år 2030, med forventede endringer i utslipp fra utlandet (beskrevet i kapittel 5.1). Denne kjøringen har blitt gjort slik at mest mulig av modelleringen i Norge skal være konsistent med basisåret i tiltakskalkulatoren (2023). Vi har derfor brukt de samme værdataene for år 2023 og de samme datasettene for de fire nedskalerte utslippssektorene i Norge (veitrafikk, vedfyring, skip, industri) i Norge som i rekjøringen for 2023. Utslippene fra veitrafikk og vedfyring har blitt modifisert for å ta høyde for forventet utvikling frem til 2030, basert på en nasjonal fremskrivning (se detaljer i kapittel 5.2-5.4), mens utslipp fra skip og industri er nøyaktig som for 2023 (beskrevet i kapittel 3.3 og 3.4).

Figur 8 oppsummerer forskjellene i konsentrasjon mellom modellkjøringene for 2023 og 2030 for fire eksempelkommuner ved å plote befolkningsvektet årsmiddelkonsentrasjon i 2023 og 2030. Forskjeller mellom de to årene skyldes først og fremst endringer i langtransporterte bidrag og utslippsendringer i lokal veitrafikk og vedfyring, men noe skyldes også at ulike befolkningsdata brukes for de to årene (beskrevet i kapittel 6.2.2), slik at vektingen av rutene i kommunen blir annerledes når befolkningsmiddel beregnes. Det er først og fremst en reduksjon i bakgrunnsbidraget og NO₂ fra lokal veitrafikk.



Figur 8: Sammenligning av beregnet årsmiddelkonsentrasjon for 2023 (venstre) og 2030 (høyre) i fire eksempelkommuner, inndelt i kildebidrag.

5.1 Fremskrivning av langtransportert luftforurensning

Alle menneskeskapte utslipp bortsett fra de fire nedskalerte sektorene i Norge (veitrafikk, vedfyring, skip, industri) ble i 2023-rekjøringen tatt fra [EMEP statusrapporten 2024](#) og er estimert for år 2022. I fremskrivningen for 2030 er disse utslippene i stedet hentet fra "Baseline scenario" (også kalt Current Legislation, CLE) fra rapporten "Support to the development of the fourth Clean Air Outlook" (European Commission, 2025). Denne rapporten ble skrevet for å gi kunnskapsgrunnlag til EU-kommisjonen om blant annet i hvilken grad gjeldende og foreslått politikk vil kunne føre til oppnåelse av målsetninger om redusert luftforurensning, som har blitt satt blant annet gjennom NEC-direktivet og EUs Zero Pollution Action plan. Baseline-scenariet er utformet basert på vedtatt politikk på EU-nivå og

nasjonalt nivå, men uten ytterligere tiltak, og gir fremskrevne utslipp for årene 2030, 2040 og 2050; vi har tatt ut utslippene for 2030 fra dette scenariet (se rapporten for en mer detaljert beskrivelse).

5.2 Fremskrivning av bilparken i Norge

Utslipp fra veitrafikk i Norge har blitt beregnet med samme veidata fra NVDB som brukt i rekjøringen av 2023 (se tabell 1), men trafikkmengde og bilpark har blitt justert basert på en fremskrivning for veitrafikken laget av Miljødirektoratet i januar 2025 som del av nasjonalbudsjettet for 2025⁹ (data mottatt fra Miljødirektoratet ved Julien Jabot). Denne fremskrivningen estimerer utslippsfaktorer og antall kjørte kilometer med ulike kjøretøykategorier hvert år fra 2022 til 2040, men kun for nasjonale totaler. Vi har trukket ut relativ økning i trafikkmengden fra 2023 til 2030 for hver hovedkjøretøykategori (personbiler, varebiler, lastebiler og busser) og brukt dette til å skalere opp eller ned trafikkmengden for disse fire hovedkategoriene. Dette gir ca. 4,8 % økning i personbiler og varebiler, 10,7 % økning i lastebiler og 5,5 % økning i busser. Denne prosentvise økningen har blitt påført alle veglenkene, med utgangspunkt i at fordelingen av trafikk mellom de fire hovedkategoriene i 2023 følger dataene fra NERVE for år 2023 i hver kommune. Gitt at 25 % av varebilene er tunge, er dette brukt til å lage skaleringsfaktorer for lette og tunge kjøretøyer i hver kommune, som er brukt til å skalere trafikk tall fra NVDB.

Trafikken i hver hovedkjøretøykategori har blitt fordelt på drivstoffteknologier som angitt i fremskrivningen for 2030, og utslippsfaktorer er også tatt fra fremskrivningen (se tabell 11). Merk at varebil-hybrid, buss-hybrid og buss-gass ikke er med i den nasjonale fremskrivningen, så disse er heller ikke tilgjengelige i tiltakskalkulatoren for 2030. Siden vi ikke har fremskrevne data for hver kommune, har samme utslippsfaktorer og fordeling på drivstoff blitt brukt for alle kommuner i 2030. Et unntak er gjort for andelen elektriske personbiler, siden det er store forskjeller mellom kommuner for elbilandel i 2023, som også kan ventes å vedvare fremover i tid.

Vi har på en meget forenklet måte bevart en del av forskjellene i elbilandel for personbiler mellom kommuner samtidig som den nasjonale elbilandelen blir konsistent med fremskrivningen for 2030. Dette er gjort ved å la andelen fossile personbiler (inkl. hybrid) i 2030 gå ned med samme prosent i alle kommuner, relativt til NERVE-data for 2023. Nasjonalt går andelen fossile personbiler fra 73,2 % i 2023 (NERVE) til 32,7 % i 2030 (fremskrivning), altså en 55 % nedgang. Ved å bruke denne relative reduksjonen på alle kommuner, får f.eks. Oslo en nedgang fra 59 % til 26 % i fossilandelen, mens Eigersund får en nedgang fra 86 % til 37 %. Absolutt forskjell mellom elbilandelene i ulike kommunene blir altså mindre i 2030 enn i 2023. Denne tilnærmingen gir sannsynligvis en underestimert av elbilandelen i de største byene i 2030, men vi kan ikke gjøre mer detaljerte estimater uten å ha fremskrivninger for alle kommunene separat. For busser, varebiler og lastebiler er elektrisk andel satt lik for alle kommuner, som antagelig også gir underestimert av elektriske kjøretøyer i de største byene. Men husk at alle disse elektriske andelene er parametre som kan endres i tiltakskalkulatoren.

⁹Antagelser i fremskrivningen til nasjonalbudsjettet for 2025 er beskrevet her: <https://www.regjeringen.no/contentassets/9537aa8aeb3a42368722ebbcf29ab6c8/dokumentasjon-av-forutsetninger-for-fremskrivningen-av-klimagassutslipp-til-nasjonalbudsjettet-2025.pdf>

Tabell 11: Sammenligning av nasjonale kjørelengder og nasjonalt gjennomsnitt av utslippsfaktorer for eksos mellom 2023 og fremskrivning for 2030. Kategoriene varebil-hybrid, buss-hybrid og buss-gass er ikke tilgjengelige i den nasjonale fremskrivningen, så disse er utelatt i 2030. Kommunespesifikke kjørelengder og utslippsfaktorer som brukes i tiltakskalkulatoren er gitt i Vedlegg C.

Hovedkategori	Drivstoff	Kjørelengde millioner km)		Utslippsfaktor PM (g/km)		Utslippsfaktor NOx (g/km)	
		2023 NERVE + NVDB + SSB	2030 Fremskrivning	2023 NERVE	2030 Scenario	2023 NERVE	2030 Scenario
Lastebiler	diesel	2764	2325	0.0362	0.0122	1.7951	0.9058
	elektrisitet	8	496	0	0	0	0
	gass	30	279	0.0041	N/A*	0.3059	N/A*
Varebiler	diesel	6897	5701	0.0159	0.0075	0.7501	0.3105
	bensin	139	76	0.0074	0.0043	0.2716	0.3605
	elektrisitet	203	1824	0	0	0	0
	hybrid	10	N/A	0.0051	N/A	0.0450	N/A
Personbiler	diesel	15913	5844	0.0094	0.0041	0.7599	0.4742
	bensin	6777	4446	0.0019	0.0011	0.0894	0.1062
	elektrisitet	9431	25806	0	0	0	0
	hybrid	4784	2558	0.0010	0.0004	0.0347	0.0272
Busser	diesel	694	564	0.0321	0.0162	1.4844	1.1114
	elektrisitet	17	209	0	0	0	0
	hybrid	7	N/A	0.0206	N/A	0.3951	N/A
	gass	15	N/A	0.0077	N/A	0.8777	N/A

*Utslippsfaktorer for lastebil-gass er ikke tilgjengelige fra scenariet, så vi bruker utslippsfaktorene fra NERVE 2023 også i 2030.

5.3 Fremskrivning av veistøv

Beregning av veistøvutslipp gjøres som beskrevet i kapittel 3.1.3, inkludert justeringene av slitasje og piggdekkandel for elbiler som beskrevet i kapittel 3.1.3.2. Utgangspunktet er piggdekkandelene brukt i rekjøringen av 2023 (se vedlegg A), men piggdekkandelen for lette kjøretøyer er fordelt slik at elbiler har halvparten så høy piggdekkandel som de øvrige lette kjøretøyene. Disse piggdekkandelene er så beholdt uendret når andelen elektriske kjøretøyer økes fra 2023 til 2030 (som angitt i tabell 11 og vedlegg C). Dette betyr at den gjennomsnittlige piggdekkandelen for lette kjøretøyer går ned når andelen elbiler øker, som kompenserer effekten av høyere slitasje fra elbilene. Kombinert med økningen i trafikk i

fremskrivningen, gjør dette at veistøvutslippene er relativt like i 2030 og 2023, med svak økning i noen kommuner og svak reduksjon i andre.

5.4 Fremskrivning av vedfyring i Norge

Vi har brukt den nasjonale fremskrivningen for utslipp som Norge rapporterte til EMEP.

Denne antar at andelen ved brent i rentbrennende ovner (produsert etter 1998) øker jevnt til 100 % i år 2050, med en andel på 78 % i 2030, mens vedforbruket antas å øke proporsjonalt med befolkningsøkning fra SSB scenario MMM (Julien Jobot, personlig kommunikasjon). Til sammenligning er andelen ved brent i rentbrennende ovner 71 % i MetVed-dataene som ble brukt i rekjøringen for 2023. I vår beregning for 2030 har vi beholdt vedforbruket uendret fra beregningene våre for 2023 (siden vi ikke har skaffet data per kommune på forventet befolkningsvekst frem til 2030), men vi har lagt inn reduksjonen i andelen ved brent i gamle ovner, som altså nasjonalt er fra 29 % til 22 %, dvs. en relativ reduksjon på 28,2 %. Denne relative reduksjonen er påført alle fylkene, slik at de relative forskjellene i andelen rentbrennende ovner mellom fylkene bevares, og de fylkene med høyest andel gamle ovner i 2023 får størst reduksjon i utslipp. Nasjonalt blir PM_{2,5}-utslipp fra vedfyring redusert med 7,3 %, med en del variasjon mellom fylkene. Utslippsfaktorene for gamle og nye ovner er de samme i 2030 som i rekjøringen for 2023 (tabell 5). Vi har altså ikke fått med de oppdaterte utslippsfaktorene for nye ovner (som blir lavere for hvert år); disse var ennå ikke blitt introdusert i MetVed da kjøringen for 2030 ble gjort.

5.5 Usikkerheter og forutsetninger i fremskrivningen for år 2030

Fremskrivninger er alltid ekstra usikre siden de bygger på antagelser om fremtidig politikk og samfunnsutvikling. Denne lista oppsummerer de viktigste punktene å være klar over når man skal bruke resultatene fra fremskrivningen:

- Værdata fra 2023 er brukt. Det er altså ingen fremskrivning av klimaet som kunne påvirket f.eks. oppvarmingsbehov eller piggedekkbruk.
- De langtransporterte utslippene bygger på antagelsene som er lagt for baseline-scenario i Clean Air Outlook 4.
- Fremskrevet økning i trafikkmengde er lik i alle kommuner og tar ikke høyde for regionale forskjeller i forventet trafikkvekst, f.eks. som følge av ulik befolkningsvekst eller tiltak for å unngå vekst i biltrafikken i de største byene.
- Elbilandelen er økt i 2030 i henhold til den nasjonale fremskrivningen, men de regionale forskjellene i elbilandeler i 2030 er antagelig underestimert (som diskutert i kapittel 5.2)
- Med unntak av elbilandelen for personbiler, er samme bilpark og samme utslippsfaktorer brukt i alle kommuner i fremskrivningen, til forskjell fra de historiske årene som har ulike data for hver kommune.
- Vedfyringsutslipp er kun justert ved at andelen rentbrennende ovner er økt, mens totalt vedforbruk og utslippsfaktorer følger det som er antatt i 2023-rekjøringen. De nye utslippsfaktorer for nye ovner, som blir lavere år for år, har ikke blitt introdusert, slik at utslippet fra nye ovner i 2030 vil være noe overestimert. Skaleringsfaktorene for vedforbruk (tabell 7) er også brukt for 2030, for å være konsistent med 2023-rekjøringen.
- Utslipp fra skip og industri er ikke endret fra 2023-rekjøringen, dvs. det er Havbase for 2021 og Norske utslipp for 2016.

6 Beregning av statistikk og kildebidrag

Dette kapittelet beskriver hvordan kartene og grafene som vises i tjenesten "Luftkvalitet i Norge" har blitt beregnet ut fra modellresultatene fra uEMEP.

6.1 Luftkvalitet i Norge – Varsling

6.1.1 Forurensningsklasser

Varslingstjenesten fokuserer på korttidseksponering (time og døgn). Basert på helsefaglige vurderinger er det utarbeidet forurensningsklasser som definerer eksponering for ulike nivåer av times- og døgnmidlede konsentrasjoner av PM₁₀, PM_{2,5}, NO₂ og O₃ som "lite" (grønt), "moderat" (gult), "høyt" (rødt) og "svært høyt" (lilla). Disse fargene brukes på varslingskartene og har tilhørende helseråd for befolkningen, inkludert sårbare grupper. Les mer her:

https://luftkvalitet.miljodirektoratet.no/artikkel/artikler/helserad_og_forurensningsklasser/

Disse forurensningsklassene blir fastsatt for hver forurensningskomponent i hver rute i rutenettet av modellerte konsentrasjoner i 2 m høyde over bakken. Varslet forurensning for "I morgen" er for døgnmidlet konsentrasjon og bruker forurensningsklassen for døgn. Ellers brukes forurensningsklassen for time for varslet forurensning nå, for resten av dagen og for grafen som viser hver time. "Samlet forurensning" viser komponenten som gir den høyeste forurensningsklassen.

6.1.2 Aggregering til grunnkretser, delområder og kommuner

Varslingstjenesten presenterer et forurensningsnivå for ulike nivåer av geografiske områder: grunnkretser, delområder og kommuner, som definert av SSB her:

<https://www.ssb.no/klass/klassifikasjoner/1>. Forurensningsklassen til en grunnkrets avgjøres av 90%-percentilen av rutene som faller innenfor grunnkretsen, og tilsvarende aggregeres det til delområder ved å bruke 90%-percentilen av grunnkretsene i et delområde.

Kommunens forurensningsklasse bestemmes av delområdet med den høyeste forurensningsklassen. En mer detaljert forklaring er gitt her:

<https://luftkvalitet.miljodirektoratet.no/artikkel/artikler/slik-varsles-og-males-luftkvalitet/>

6.1.3 Kildebidrag: 10x10 km

Siden uEMEP-modellen beregner bidragene fra hver kilde innenfor 10x10 km som en separat gaussisk plume (se kapittel 2.2), kan den også lagre informasjon om hvor mye av PM₁₀-, PM_{2,5}- og NO_x-konsentrasjonen i en rute som skyldes lokale utslipp (dvs. fra innenfor 10x10 km) fra hver av de nedskalerte sektorene (eksos, veistøv, vedfyring, skip, industri). I tillegg sporer EMEP-modellen hvor stor del av PM₁₀- og PM_{2,5}-konsentrasjonene som er fra sjøsalt. Dette brukes i varslingstjenesten til å oppgi hva som er hovedkilden(e) til forurensningen. Kildebidragene til NO₂ og O₃ blir også estimert basert på kildebidragene til NO_x¹⁰.

¹⁰ Det er ikke trivielt å definere kildebidragene til NO₂ og O₃ siden de har en ikke-lineær sammenheng med NO_x-konsentrasjonen. I uEMEP blir først lokalt bidrag til NO₂ og O₃ regnet ut som forskjellen mellom totalkonsentrasjonen av NO₂ og O₃ og det man får ved fotostasjonær likevekt når bidrag fra alle lokale NO_x-utslipp er fjernet. Dette fordeles deretter på hver av de lokale sektorene ved å

6.2 Luftkvalitet i Norge – Verktøy og data

6.2.1 Årsmidler, korttidsmidler og luftsonekart

Som beskrevet i kapittel 1.2, brukes rekjøringene til å presentere konsentrasjoner opp mot grensene i forurensningsforskriften kapittel 7. Vi trenger derfor årsmidlet konsentrasjon av PM_{10} , $PM_{2.5}$ og NO_2 , og det 26. høyeste døgnmiddel av PM_{10} , og det 19. høyeste timesmiddel av NO_2 (kalt korttidsmidler). For luftsonekartet i T-1520 trenger vi også vintermiddel av NO_2 og det 8. høyeste døgnmiddel av PM_{10} .

I rekjøringene beregner uEMEP konsentrasjonen i 2 m høyde over bakken på 100 m oppløsning for hver time i hele landet. For å unngå for store datamengder, skriver modellen bare ut døgnmidler. Disse døgnmidlene blir brukt til å beregne årsmiddel av PM_{10} , $PM_{2.5}$ og NO_2 , vintermiddel av NO_2 til bruk i luftsonekart (gjennomsnitt av januar, februar, mars, april, november og desember samme år), og den 8. og 26. høyeste døgnmiddelkonsentrasjonen av PM_{10} , for hver 100x100 m rute. Siden timesmidler ikke lagres, brukes en parametrisering til å estimere de høyeste timeskonsentrasjonene av NO_2 i et døgn fra døgnmiddelkonsentrasjonen. Parametriseringen ble laget i 2019 og er basert på måledata i 2018 for døgn der døgnmiddel er over $50 \mu g/m^3$. Denne parametriseringen gjensker det 19. høyeste NO_2 timesmiddel godt for måledataene i årene 2016-2018.

Kildebidraget som vises i kartet for korttidsmiddel av PM_{10} er et gjennomsnitt av kildebidraget over de 26 døgnene med høyest konsentrasjon av PM_{10} . Kildebidraget i kartet for korttidsmiddel av NO_2 er et gjennomsnitt av døgnmidlet kildebidrag for de døgnene der minst 1 av årets 19 høyeste timeskonsentrasjoner av NO_2 forekommer.

6.2.2 Befolkningseksposering

Tjenesten viser hvor mange personer som er beregnet å være eksponert for årsmiddelkonsentrasjoner over ulike nivåer på sin bostedsadresse i kommunen. Befolkningseksposeringen er beregnet ved å kombinere griddede befolkningsdata (dvs. rutenett av antall bosatte) fra Statistisk Sentralbyrå (SSB) med modellerte årsmiddelkonsentrasjoner. For årene 2023 og tidligere ble befolkningsdata for år 2017 benyttet; disse hadde en oppløsning på 100 m, det samme som modellen. Fra og med år 2024 (inkludert femårsmiddel 2020-2024 og fremskrivning for år 2030) er i stedet oppdaterte befolkningsdata for år 2024 benyttet. Disse har oppløsning på kun 250 m, fordi det pga. personvern var krevende å få tilgang til et oppdatert datasett på 100 m oppløsning. De modellerte årsmiddelkonsentrasjonene har blitt omgjort til 250 m (ved romlig midling) når befolkningsdata på 250 m er benyttet.

6.2.3 Kildebidrag: 10x10 km eller kommunegrensa

Akkurat som i varslingstjenesten (se kapittel 6.1.3), kan det i rekjøringene også spores hvor stor del av konsentrasjonene som kommer fra lokale utslipp i hver av de nedskalerte sektorene og fra sjøsalt. Dette brukes til å presentere kildebidraget for hver rute i kartene, for befolkningsvektet gjennomsnittskonsentrasjon, og for ulike nivåer av eksponering, som

sammenligne hvor mye NO_2 reduseres og O_3 økes når de lokale NO_x -utslippene fra én sektor om gangen fjernes.

beskrevet ovenfor. Kildebidragene danner også grunnlaget for tiltakskalkulatoren, der man kan teste effekten av å endre de lokale utslippene i hver sektor.

For rekjøringene 2016-2022 ble kildebidraget regnet ut direkte fra uEMEP og svarer derfor til bidraget fra utslipp i nedskaleringsområdet på 10x10 km rundt hvert beregningspunkt (unntatt sjøsalt som kommer fra EMEP), akkurat som i varslingen. Særlig for anvendelse i tiltakskalkulatoren, er det ønskelig at kildebidraget i stedet tilsvarer det som kommer fra utslipp innenfor kommunen. Derfor ble det i 2024 implementert i uEMEP en ny metodikk som sporer bidraget fra innenfor kommunegrensa fra hver sektor. Dette gjøres for hver sektor ved å legge sammen (1) det nedskalerte bidraget fra utslipp innenfor 10x10 km som også er innenfor kommunegrensa og (2) bidraget fra utslipp utenfor 10x10 km som faller innenfor kommunegrensa (estimert med "Local Fraction"-metoden i EMEP, Wind et al., 2020). Denne nye definisjonen av kildebidrag ble brukt i rekjøringene for 2023-2024 og i fremskrivningen for 2030 og er dermed også brukt i tiltakskalkulatoren. For tidligere rekjøring og i varslingen er kildebidraget fortsatt definert som kilder innenfor 10x10 km rundt hvert beregningspunkt.

Det presiseres at denne forskjellen i metodikk for kildebidrag *ikke* påvirker totalkonsentrasjonen, bare fordelingen mellom hva som er bakgrunn og hva som er lokale kildebidrag. Endringen har størst effekt i store bykommuner som Oslo der utslipp fra motsatt side av kommunen ikke er innenfor 10x10 km, og langs grensa mellom to urbane kommuner der utslipp fra andre siden av grensa er innenfor 10x10 km. Utslaget er større for korttidsmidler enn for årsmidler.

7 Validering av beregningene

7.1 Målinger av luftkvalitet

Siden både utslippsdataene og spredningsmodellen bygger på mange forenklinger og forutsetninger, er det viktig å bruke målte konsentrasjoner av luftforurensning til å validere beregningene. Kommuner, Statens vegvesen, fylkeskommuner, industribedrifter og Miljødirektoratet finansierer målinger. Dataene lagres i sentral database for luftkvalitetsmålinger hos Miljødirektoratet, og er blant annet gjort tilgjengelig gjennom et API ([Målt luftkvalitet](#)). Nasjonalt referanselaboratorium for luftkvalitetsmålinger (NRL) har i oppgave å påse at kvaliteten på måldataene følger kravene i lovverket (mer info på [denne siden](#)). De fleste målingene som gjøres leverer data nær sanntid, og vises frem i varslingsstjenesten ([Luftkvalitet i Norge](#)). Disse målingene sammenlignes time for time med beregnet luftkvalitet (se kapittel 7.3). Det er per 2024 ca. 60 målestasjoner for PM₁₀ og PM_{2,5} og ca. 50 for NO₂ og NO_x, som er plassert for det meste i de større byene. Flertallet av målestasjonene er plassert nær en hovedvei, men det er også målestasjoner som ligger mer tilbaketrukket for å måle bybakgrunnskonsentrasjon eller nær større industrianlegg. I tillegg måler ca. 12 stasjoner ozon, de fleste utenfor byene der det er lite lokale utslipp, siden ozon er en langtransportert forurensning som reduseres nær lokale NO_x-utslipp.

Selv om måldata vanligvis vil være en bedre indikasjon for virkelig luftkvalitet enn beregnede konsentrasjoner, er det også feilkilder i målemetodene som benyttes som gir en relativt stor usikkerhetsmargin, særlig for lave konsentrasjoner. De automatiske måleinstrumentene må dessuten jevnlig vedlikeholdes og kalibreres for å gi pålitelige målinger (se f.eks. Marsteen & Hak, 2021).

Det gjøres automatisk kvalitetskontroll av målingene fortløpende, men før målingene brukes som grunnlag for å vurdere brudd på grenseverdier, gjennomgår de også en manuell kvalitetskontroll som filtrerer bort målinger med for lav kvalitet. Dette er beskrevet i kvalitetshåndboka for luftmålinger (Miljødirektoratet, 2014). Nasjonalt referanselaboratorium for luftkvalitetsmålinger (NRL) gjennomgår måldataene for fjoråret hver vår. Dataene pleier å være ferdig kvalitetssikret rundt juni hvert år.

Fortløpende validering av varslingen gjøres derfor med foreløpig luftkvalitetsmåldata som ikke har gjennomgått denne kvalitetskontrollen ennå. Rekjøringen av et kalenderår gjøres vanligvis etter sommeren i påfølgende år. På dette tidspunktet er kvalitetskontrollen av måldataene vanligvis ferdig.

7.2 Beregnet luftforurensning på målestasjoner

Siden en målestasjon representerer et punkt, mens de beregnede konsentrasjonene gjelder for et rutenett med 100x100 m oppløsning (evt. ned til 50x50 m i varslingen), kan noe av avviket fra målt luftforurensning skyldes variabilitet innad i en rute. Særlig gjelder dette for veinære målestasjoner, der konsentrasjonene kan være betydelig høyere enn et titalls meter fra veien. For å få en mer relevant validering av veinære målestasjoner, blir separate kjøringar med uEMEP-modellen utført for de spesifikke lokasjonene til målestasjonene der veitrafikk modelleres på 25 m oppløsning. Dermed kan modellerte konsentrasjoner som vises i valideringen være noe høyere (eller lavere) enn konsentrasjonen i den ruta der

stasjonen ligger i rutenettet av modellresultater. Høyden over bakken for luftinntaket til målestasjonen tas også hensyn til i disse beregningene. Denne er 3 m for de fleste målestasjoner, men noen ganger høyere, f.eks. står noen bybakgrunnsstasjoner på taket av en bygning. Til sammenligning gjøres de ordinære beregningene for konsentrasjonen i 2 m høyde. En større høyde vil typisk gi lavere bidrag fra lokal veitrafikk og høyere bidrag fra lokal vedfyring.

7.3 Metode for sammenligning av målt og beregnet luftforurensning

Målt og beregnet konsentrasjon av PM_{10} , $PM_{2.5}$, NO_x , NO_2 og O_3 på hver målestasjon sammenlignes time for time og døgn for døgn. Kun timer der både beregnet og målt konsentrasjon er tilgjengelig inkluderes når døgnmiddel og årsmiddel beregnes, slik at forskjeller mellom målt og beregnet middelerverdi ikke skal skyldes at man sammenligner data fra ulike tidspunkter. I tillegg kreves 75 % datadekning i beregning av døgn- og årsmiddel.

Siden luftkvalitetsvarselet oppdateres hver 6. time og varsler drøyt to døgn frem i tid, finnes det mange ulike varsler for samme tidspunkt. Valideringsfigurene som lages for en hel varslingssesong gjøres for det såkalte 00-varselet, dvs. modellkjøringen som bruker værvarselet som ble initialisert ved midnatt UTC. Dette er varselet som blir tilgjengeliggjort for brukerne rundt kl. 07 UTC (08:00 lokal vintertid). De første 24 timene av dette varselet blir validert (dvs. fra 07 UTC dag 1 til 06 UTC dag 2). Dersom dette varselet ikke ble laget eller har gått tapt fra disken i tiden mellom det ble laget og valideringen skal gjøres, brukes forrige tilgjengelige varsel.

Alternativt kan man også validere det nyeste varselet. Dersom alle varslene produseres som normalt, vil det da bare være de første 6 timene av hvert varsel som valideres. Dette gjøres i den fortløpende valideringen (se nedenfor).

I tillegg til å sammenligne totalkonsentrasjonen i modell og måling, viser også mange av valideringsplottene en inndeling av modellert konsentrasjon i kildebidrag som fargede segmenter. Kildebidragene følger definisjonene i kapittel 6.1.3 og 6.2.3. Altså er de definert som bidrag fra utslipp innenfor 10x10 km rundt målestasjonen i varslingen og i rekkjøringene for 2016-2022, mens de er definert som bidrag fra utslipp innenfor kommunegrensa i senere rekkjøring. Sjøsalt er i alle tilfeller definert som det totale sjøsaltbidraget og er ikke romlig avgrenset.

7.4 Tilgjengelige valideringsplott

7.4.1 Valideringsrapporter

Når rekkjøringen for et kalenderår er ferdig, lages et dokument med statistisk modellvalidering som tilgjengeliggjøres [her](#). Et tilsvarende dokument lages også for varslingen etter hver varslingssesong (november–april). Disse dokumentene inneholder en validering av års-/sesong-midlet konsentrasjon for hver målestasjon, og statistiske parametre som korrelasjon og root-mean-square-error. Det vises også tidsserier av døgnmidlet konsentrasjon for gjennomsnittet av alle målestasjoner. Siden disse rapportene lages kort tid etter den aktuelle tidsperioden, er det vanligvis en del målinger som ikke er ferdig kvalitetssikret, spesielt for varslingssesongene, men disse tas vanligvis med likevel.

7.4.2 Figurer for enkeltstasjoner gjennom API

Mer detaljerte valideringsfigurer for hver målestasjon har nylig blitt gjort tilgjengelig gjennom samme API som sender data til “Luftkvalitet i Norge - Verktøy og data”. For en gitt stasjon, kan man hente ut tidsserier for døgnmidler for hvert kalenderår 2016–2023 og for hver varslingssesong tilbake til 2018. Det er også mulig å hente ut en sammenstilling av årsmidler av alle komponenter og korttidsmidler av PM₁₀ for hvert kalenderår (disse plottene kan brukes til å sammenligne årene, men husk at forskjeller i modellert konsentrasjon mellom år også kan skyldes endringer i metode mellom årene). Figurene som hentes gjennom API-et har kun brukt målinger som har gjennomgått manuell kvalitetskontroll, bortsett fra varslingssesongen 2024-2025 fordi det er så nylig at endelig kvalitetskontroll ikke er ferdig ennå. Kapittel 7.5 gir en oppskrift på hvordan disse figurene hentes gjennom API.

7.4.3 Fortløpende validering av varslingen

For varslet luftforurensning lages det fortløpende figurer som sammenligner målte og modellerte konsentrasjoner på timesoppløsning på hver målestasjon for siste ca. 3 døgn, sammen med varslet konsentrasjon for de neste 2 døgn fra det mest oppdaterte varselet. Dette er tilgjengelig fra dashboardet til Luftkvalitet i Norge for kommuner og krever en innlogging ([Bruke varslingstjenesten Luftkvalitet i Norge - miljodirektoratet.no](https://miljodirektoratet.no/varslingstjenesten)): Disse figurene henter modellert konsentrasjon for hver time fra det nyeste varselet, og valideringen vil dermed bare være for de første 6 timene av hvert varsel, gitt at alle varslene blir produsert som normalt.

Dashboardet kan ikke vise varslet og målt luftforurensning lenger tilbake i tid enn 3 dager. Derimot er det mulig å finne tilsvarende figurer på vegvær-nettsiden til Meteorologisk institutt: <https://roadweather.met.no/>. Dette er en nettside hovedsakelig til internt bruk for å studere resultater fra NORTRIP-modellen, men den er åpent tilgjengelig. Ved å trykke på en målestasjon på kartet, får man se faner med tidsserier av ulike målte og modellerte variabler på stasjonen. Hvis man velger en av luftkvalitetsstasjonene (markert i blått på kartet), vil fanen “Air quality” bli tilgjengelig, som viser sammenligning av målte og varslede konsentrasjoner. Med menyen i hjørnet av kartet kan man deretter velge hvilken tidsperiode man vil se på, tilbake til november 2020.

7.5 Oppskrift for uthenting av figurer for enkeltstasjoner gjennom API

Figurene har blitt lagt ut på serveren til Meteorologisk institutt i png-format, men det er ikke implementert et grafisk brukergrensesnitt for uthenting. Men figurene kan enkelt uthentes fra API ved å skrive korrekt URL-adresse med ønsket målestasjon og år. Eksempelene nedenfor er for målestasjonen Sofienbergparken i Oslo, som har ID-kode “NO0073A”. ID-kodene er “EOI” som definert i API for luftmålinger:

<https://api-luftmalinger.miljodirektoratet.no/public/lookup/stations>¹¹. Dersom en figur ikke finnes, vil man få feilmelding “404”. Dette skjer hvis man velger et år det ikke er laget rekjøring for eller en varslingssesong som ikke (ennå) har blitt validert, eller hvis valgt målestasjon ikke har målinger eller ikke inngikk i beregningene for valgt år/sesong.

¹¹ Noen midlertidige målestasjoner fikk ikke EOI. Disse har fått en ID laget ut fra de første 7 bokstavene i navnet: Breivoll (Breivol), Hønefoss skole (Honefos), Kirkegata (Kirkega), og Åkebergveien (Akeberg). For målestasjonen i Narvik, som ble flyttet litt nærmere veien i desember 2022, har vi valgt å vise alle figurene med nyeste ID (NO0148A), siden forflytningen var liten sammenlignet med modellens oppløsning.

For uthenting av valideringsplott for årsmidler, bruk følgende URL (erstatt "NO0073A" med ID-koden til målestasjonen du ønsker):

<https://airquality-expert.met.no/airqualityexpert/0.2/validationplot/annualmeans/NO0073A>

For uthenting av valideringsplott for 26. høyeste døgnmiddelkonsentrasjon av PM₁₀, bruk følgende URL:

https://airquality-expert.met.no/airqualityexpert/0.2/validationplot/pm10_concentration_26_highest_daily_value_inyear/NO0073A

Tilsvarende kan man også få figurer av 8. høyeste døgnmiddelkonsentrasjon av PM₁₀ (som inngår i beregning av luftsonekart) ved å bytte ut "26" med "8" i URL-en.

For uthenting av tidsserien av døgnmiddelkonsentrasjon av PM₁₀ for rekjøringen av 2023, bruk følgende URL:

https://airquality-expert.met.no/airqualityexpert/0.2/validationplot/pm10_daily_timeseries/NO0073A/2023

Tilsvarende figurer for andre rekjorte år hentes ved å bytte ut "2023" med ønsket år. For å få en varslingssesong (november–april), bruk årstallet for starten av sesongen etterfulgt av "FS" (for "forecast season"), f.eks. for varslingssesongen 2023-2024:

https://airquality-expert.met.no/airqualityexpert/0.2/validationplot/pm10_daily_timeseries/NO0073A/2023FS

For å få andre komponenter, erstatt "pm10" med "pm25", "no2", "nox" eller "o3".

8 Tiltakskalkulatoren

8.1 Introduksjon

8.1.1 Hva er tiltakskalkulatoren?

Tiltakskalkulatoren er et interaktivt beregningsverktøy som er innbakt i tjenesten Verktøy og Data. Hensikten er å undersøke hvor mye lokale tiltak kan redusere luftforurensning fra PM_{10} , $PM_{2.5}$ og NO_2 i en kommune. Tiltakene som kan legges inn er generelle og fordelt likt over hele kommunen. Derfor er denne tjenesten best egnet tidlig i en utredning. Andre verktøy kan være bedre egnet når mer detaljerte tiltak, med en bestemt romlig fordeling av utslippsreduksjoner, skal utredes.

Startsituasjonen (før tiltak legges inn) tas fra en av rekjøringene. Man kan enten ta utgangspunkt i år 2023 eller fremskrivningen for år 2030. Som beskrevet i kapittel 5, benytter disse to modellkjøringene de samme værdataene (fra år 2023) og metodikken for utslipp er konsistent, slik at forskjellen i luftforurensning mellom de to årene kun skyldes antatte utslippsendringer på nasjonalt nivå og EU-nivå. Beregnet befolkningseksponering blir også påvirket av at eksponering i 2023 er beregnet med befolkningsdata fra år 2017 på 100 m oppløsning, mens fremskrivningen til 2030 bruker mer oppdaterte befolkningsdata for 2024 på 250 m oppløsning (som forklart i kapittel 6.2.2).

Tiltak som legges inn vil påvirke utslippene innenfor kommunens grenser, mens bidrag fra andre kommuner og utlandet er uendret. Effekten av den kombinasjonen av tiltak som velges av brukeren, beregnes i to steg. Første steg beregner kun prosentvise endringer i utslipp fra hver sektor, og man får disse resultatene umiddelbart mens man justerer parameterne i en interaktiv tabell. Andre steg, som tar lengre tid (1-10 minutter), beregner hvordan dette påvirker de romlig fordelte konsentrasjonene, luftsonekartet og eksponeringen på bostedsadresser i kommunen.

For å forstå mulighetene og begrensningene som ligger i tiltakskalkulatoren, besvarer dette kapitlet følgende spørsmål:

- Hvordan oversettes tiltakene til en endring i utslipp? (kapittel 8.2)
- Hvordan beregnes endringer i konsentrasjoner fra endringer i utslipp? (kapittel 8.3)
- Hvilke resultater kan hentes ut (kapittel 8.4)

Til slutt gis også et praktisk eksempel (kapittel 8.5).

8.1.2 Sammendrag av endringer fra første versjon

Tiltakskalkulatoren ble først lansert i 2020. Da brukte den modellkjøringen for år 2018. I februar 2025 ble modellert år endret fra 2018 til 2023. I tillegg til mer oppdaterte utslipp, ga dette følgende vesentlige endringer i metodologi:

- Kommunespesifikk bilpark (tidligere ble nasjonal bilpark brukt for alle kommuner)
- Kildebidragene som skaleres tilsvarer nå bidraget fra innenfor kommunegrensen, i stedet for et $10 \times 10 \text{ km}^2$ område rundt hvert beregningspunkt (se kapittel 6.2.3).

- Utslippsfaktorer for kjøretøyer og vedfyring er oppdatert. For vedfyring gir endrede utslippsfaktorer for PM en betydelig større forskjell på gamle og nye ovner enn tidligere.
- Egen piggdekkandel for elektriske korte kjøretøyer, og økt vei- og dekk-slitasje fra elbiler pga. større vekt, men mindre bremseslitasje (som beskrevet i seksjon 3.1.3.2).

I november 2025 ble fremskrivningen for år 2030 (beskrevet i kapittel 5) lagt til som alternativt basisår.

8.2 Beregninger av utslippsendringer fra tiltak

Tiltakskalkulatoren beregner prosentvise endringer i utslipp innenfor kommunens grenser i hver av de fire nedskalerte sektorene (veitrafikk, vedfyring, skip, industri). Siden vi har bottom-up datasett for disse sektorene, kan utslippene deles inn i bidrag fra underkategorier, og endringer av disse underkategoriene kan formuleres som tiltak. For eksempel kan eksosutslippene fra veitrafikk deles inn i bidrag fra personbiler, varebiler, busser og lastebiler, og disse igjen i bidrag fra ulike typer drivstoff, basert på kjørelengder og utslippsfaktorer (se tabell 11). Alle tiltakene i tiltakskalkulatoren er formulert slik at de kan oversettes til en prosentvis endring i utslippene fra en eller flere av underkategoriene i en sektor. Dermed kan de totale utslippene fra en sektor regnes ut med og uten tiltak, og forholdet mellom de to gir en prosentvis endring i totalt utslipp fra sektoren. Denne prosentvise endringen i utslipp antas å være den samme overalt i kommunen. Dette er en begrensning som følger av at tiltakskalkulatoren ikke kjører spredningsmodellen på nytt, men bare bruker de forhåndsregnede kildebidragene fra hver sektor, som ikke inneholder data om hvilke deler av kommunen utslippene kommer fra.

Når brukeren fyller inn tall i den interaktive tabellen med tiltak, oppdateres tabellen med utslipp fra hver sektor fortløpende og viser hvor mange prosent utslippene øker eller avtar som følge av alle tiltakene som er lagt inn (se eksempel i figur 10). En oversikt over de tiltakene som kan legges inn vises i tabell 12.

8.2.1 Trafikkvolum og kjøretøyfordeling

Disse tiltakene lar deg øke eller redusere kjørelengden for hver av de fire hovedkategoriene kjøretøyer (lastebiler, varebiler, personbiler, busser) og fordelingen mellom ulike drivstoff. Dette vil ha innvirkning både på eksos- og veistøvutslipp. En redusert kjørelengde vil direkte skalere ned bidraget fra disse kjøretøyene til utslippene. En endring i drivstoffordeling vil endre eksosutslippene pga. ulike utslippsfaktorer (se tabell 11 og Vedlegg C), og kan også endre veistøvutslipp siden elbiler antas å gi annerledes slitasje enn andre lette kjøretøyer (se kapittel 3.1.3.2).

Utslippsfaktorene som brukes i beregningen av relativ endring i utslipp fra eksos er gitt i Vedlegg C, sammen med antatte kjørelengder. For 2023 brukes kommunespesifikke utslippsfaktorer og kjørelengder fra NERVE for år 2023. Dette er altså ikke nøyaktig de samme dataene som ble brukt i den faktiske kjøringen av 2023, der NERVE-tall for 2021 ble brukt med en skaleringsfaktor for å ta høyde på utslippsnedgang fra 2021 til 2023, siden NERVE-2023 ennå ikke var tilgjengelig (se tabell 1). Dette avviket er imidlertid ikke særlig vesentlig, siden tiltakskalkulatoren beregner relativ endring i utslipp og ikke absolutt. Hvis en kjøretøykategori utgjør mindre enn 1 % av kjørelengden av en kjøretøytype i en kommune

(f.eks. Buss-gass utgjør mindre enn 1 % av total kjørelengde for busser), anses tallgrunnlaget for utslippsfaktoren til å være for lite. Da brukes i stedet de nasjonale utslippsfaktorene (se tabell 11). For fremskrivningen til 2030 har vi kun utslippsfaktorer på nasjonalt nivå, så disse brukes i alle kommuner (dvs. alle kommuner har de samme utslippsfaktorene, som også gis i tabell 11).

8.2.2 Piggdekk

Disse tiltakene påvirker kun veislitasje og vil derfor kun endre utslipp av veistøv. En høyere piggdekkandel gir betydelig økning i veistøvutslipp siden piggdekk sliter mye mer på veien enn piggfrie dekk (se kapittel 3.1.3.1). Piggdekkandeler på lette elbiler og fossilbiler skaleres separat, siden disse har ulik slitasjefaktor og piggdekkandel (se kapittel 3.1.3.2). Det er også mulig å endre gjennomsnittsfarten for trafikken, som er regnet ut ved å vekte hver vei i kommunen med trafikkmengde. Siden slitasje på vei og dekk øker proporsjonalt med farten, vil også veistøvutslipp øke med gjennomsnittsfarten for trafikken. Selv om endret hastighet i virkeligheten også påvirker eksosutslipp, har vi ikke mulighet til å ta høyde for dette i tiltakskalkulatoren siden forholdet mellom hastighet og eksosutslipp ikke er lineært.

8.2.3 Vedfyring

Her kan man øke eller redusere totalt vedforbruk og endre andelen ved brent i gamle og nye ovner. Utslipp i sektoren vedfyring vil øke proporsjonalt med totalt vedforbruk, og det vil øke(minke) dersom andel ved brent i gamle(nye) ovner økes, som følge av forskjeller i antatte utslippsfaktorer (se tabell 5, samme utslippsfaktorer brukes for 2030 som for 2023).

8.2.4 Annet

Utslipp fra skip og industri kan skaleres direkte. Det er også mulig å ta bort bidraget fra sjøsalt, som er relevant fordi man i en del tilfeller kan se bort fra sjøsalt når luftforurensning fra PM vurderes.

Tabell 12: Tiltak som kan velges i tiltakskalkulatoren

Trafikkvolum og kjøretøyfordeling	Piggdekk	Vedfyring	Annet
Trafikkvolum, personbiler	Piggdekkandel, korte elektriske biler	Totalt vedforbruk	Utslipp fra skip
Fordeling av drivstoff, personbiler	Piggdekkandel, korte fossilbiler	Andel av vedforbruk i ulike teknologi	Utslipp fra industri
Trafikkvolum, varebiler	Piggdekkandel, lange kjøretøyer		Fjern sjøsalt fra PM
Fordeling av drivstoff, varebiler	Varighet på piggdekk sesong		
Trafikkvolum, lastebiler	Gjennomsnittsfart for trafikken		
Fordeling av drivstoff, lastebiler			
Trafikkvolum, busser			
Fordeling av drivstoff, busser			

8.3 Beregning av nye konsentrasjoner

Som forklart i kapittel 6.2.3, har spredningsmodellen for hver 100x100 m rute regnet ut hvilken andel av konsentrasjonene som kommer fra lokale utslipp fra innenfor kommunen i hver sektor (kildebidrag). Når tiltakskalkulatoren har regnet ut at utslipp fra en sektor går ned med en viss prosent (som forklart i kapittel 8.2), blir effekten av dette simulert ved at kildebidraget fra denne sektoren reduseres med samme prosent i det modifiserte datasettet, som gir en ny totalkonsentrasjon. Dette gjøres for alle dager i alle 100x100m-ruter i kommunen. Deretter regnes statistikkene ut på nytt (årsmiddel, korttidsmiddel, luftsonekart, befolkningseksponering). Denne metoden er korrekt forutsatt at vi kun skalerer lokale utslipp og at forurensningene kan antas å ikke avsettes eller reagere kjemisk i særlig grad på tidsskalaer kortere enn et par timer. Dette er oppfylt for utslipp av PM₁₀ og PM_{2,5}, og også for NO_x, for de sektorene vi ser på. For NO₂ må vi gjøre en korreksjon (se siste avsnitt i seksjon 8.3).

Som et eksempel, la oss si at tiltakene som ble lagt inn reduserer utslipp av PM₁₀ fra veistøv med 25 %. Hvis den opprinnelige PM₁₀-konsentrasjonen like ved en stor vei er 25 µg/m³ og 12 µg/m³ av dette kommer fra veistøv (fra innenfor kommunen), vil tiltakene redusere PM₁₀-konsentrasjonen med 12·25 % = 3 µg/m³, så ny totalkonsentrasjon blir 22 µg/m³. På et annet sted lenger fra veien er opprinnelig PM₁₀-konsentrasjon 13 µg/m³ og kildebidraget fra veistøv er bare 2 µg/m³. Her vil tiltaket redusere PM₁₀-konsentrasjonen med 0.5 µg/m³, ned til 12.5 µg/m³.

Siden kildebidragene som skales tilsvarende det som kommer fra innenfor kommunegrensen, vil alle tiltak som simuleres anta at bidragene fra utenfor kommunen er uendret. Et unntak fra denne regelen er sjøsalt. Dette kildebidraget inkluderer all PM fra sjøsalt, uansett hvor langt unna det kommer fra, så det "tiltaket" som fjerner bidraget fra sjøsalt til PM fjerner altså hele sjøsaltbidraget.

For nitrogenoksider (NO_x) er utregningen litt mer komplisert, fordi den kjemiske reaksjonen mellom NO, NO₂ og O₃ er så rask at vi må ta hensyn til den også for de lokale utslippene. Tiltakskalkulatoren regner først ut nye konsentrasjoner for NO_x ved å skalere kildebidrag basert på utslippsendringene for NO_x (som forklart over), og så regner den ut nye årsmidler og vintermidler¹² for NO_x. Deretter brukes en empirisk formel for sammenhengen mellom årsmidlet konsentrasjon av NO_x og NO₂ til å estimere nye årsmidler for NO₂. Samme formel brukes også for å regne ut vintermidlene av NO₂ fra vintermidlene av NO_x. Denne formelen brukes også for å estimere nye kildebidrag til NO₂. Siden formelen ikke er lineær, vil de nye kildebidragene til NO₂ kunne endre seg noe også for sektorer der utslippene ikke er endret. Den empiriske sammenhengen mellom NO_x og NO₂ gjelder ikke for korte tidsperioder, og derfor gir ikke tiltakskalkulatoren noen resultater for det korttidsmiddelet av NO₂ som vises i Fagbrukertjenesten.

8.4 Resultater av en tiltaksberegning

Resultatene blir vist automatisk når beregningen er ferdig. Visninger inkluderer både kart og statistikk. Statistikken kan vises som grafikk (stolpediagram) eller tabell. Alle resultatene inkluderer en sammenligning av beregninger med og uten tiltak. Kartvisningen inkluderer en

¹² Vintermiddel for NO₂ må beregnes fordi det inngår i definisjonen av luftsonekart, se kapittel 6.2.1.

interaktiv slider for dette, i tillegg til forskjellskart som viser absolutt eller relativ endring som følge av tiltakene. Resultater kan bli lastet ned i excel-format eller som bildefil (png). Tabell 13 oppsummerer hvilke resultatvisninger som er tilgjengelige.

Tabell 13: Resultater som vises etter tiltaksberegningen

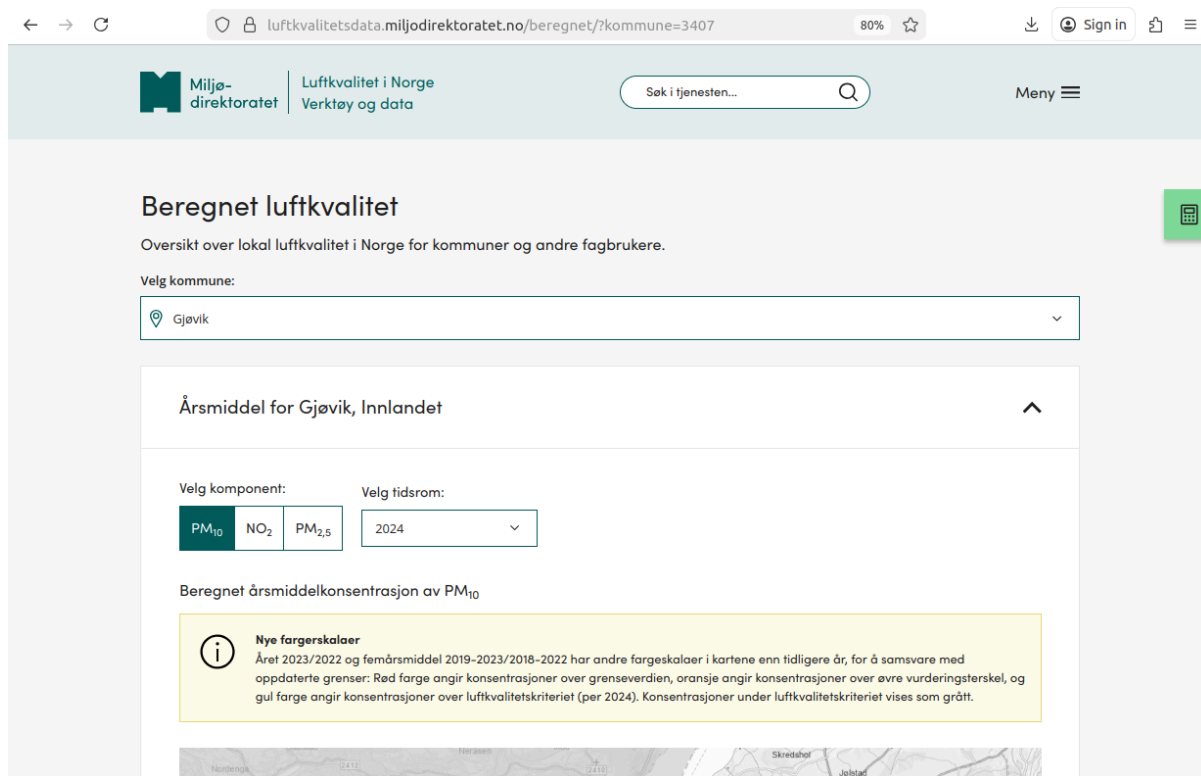
Resultat	Komponenter	Med og uten tiltak	Absolutt endring	Relativ endring
Kart av beregnet årsmiddelkonsentrasjon	PM ₁₀ , PM _{2,5} , NO ₂	X	X	X
Kart av beregnet korttidsmiddelkonsentrasjon (31. høyeste døgnmiddel)	PM ₁₀	X	X	X
Grafikk og tabell av beregnet befolkningseksposering til årsmiddel	PM ₁₀ , PM _{2,5} , NO ₂	X		
Grafikk og tabell av kildebidrag til eksponering, midlet over befolkningen	PM ₁₀ , PM _{2,5} , NO ₂	X		
Grafikk og tabell av utslippskilder	PM ₁₀ , PM _{2,5} , NO _x	X		
Luftsonekart	rød og gul sone	X		

8.5 Eksempel

I dette eksempelet ønsker brukeren å teste effekten av en lavere piggdekkandel i veitrafikken.

Første steg er åpne siden for "Beregnet luftkvalitet"

(<https://luftkvalitetsdata.miljodirektoratet.no/beregnet>) og velge en kommune. Et grønt vindu skal da dukke opp i høyre kant av siden som vist i figur 9 og gi tilgang til tiltakskalkulatoren i et nytt vindu.



Figur 9: Hvordan finne tiltakskalkulatoren: Den er tilgjengelig fra den grønne knappen i høyre kant av vinduet. Trykker man på kalkulator-symbolet, kommer det opp et større vindu med en knapp "Prøv Tiltakskalkulatoren" som åpner et nytt vindu der man kan velge år og tiltak.

Øverst i det nye vinduet kan man velge mellom "2023" og "Fremskrevet 2030". Nedenfor er tabellen med tiltak der man kan legge inn endringer i forskjellige parametre (som forklart i kapittel 8.2). Figur 10 viser hvordan man kan legge inn en ny piggdekkandel på 30 % for fossilbiler, 20 % for elbiler og 15 % for lange kjøretøyer. Med en gang man fyller inn disse tallene, vil man kunne lese av effekten på utslippsendringer (i prosent) i en tabell man finner ved å scrolle ned til bunnen av vinduet. Siden dette går raskt, kan man teste mange forskjellige kombinasjoner av tiltak og variere tallene man legger inn, og se på hvordan dette påvirker de prosentvise utslippsendringene, uten å måtte vente på utregningen av nye konsentrasjoner.

Tiltakskalkulator

Piggdekkandel, fossilbiler

Original: 56 %. Ny: 30 %

Ny andel i %: - 30 +

Vis beskrivelse

Piggdekkandel, elbiler

Original: 28 %. Ny: 20 %

Ny andel i %: - 20 +

Vis beskrivelse

Piggdekkandel, tunge kjøretøyer

Original: 20 %. Ny: 15 %

Ny andel i %: - 15 +

Vis beskrivelse

Piggdekkesesong

Gjennomsnittsfart for trafikken

Vedfyring

Totalt vedforbruk

Andel av vedforbruk i ulike teknologier

Annet

Utslipp fra skip

Utslipp fra industri

Fjern sjøsalt fra PM

Utslippsreduksjoner

Sektor	PM ₁₀	PM _{2,5}	NO _x
Bakgrunn	0%	0%	0%
Sjøsalt	0%	0%	-
Eksos	0%	0%	0%
Veistøv	-32,73%	-30,18%	-
Vedfyring	0%	0%	0%
Skip	0%	0%	0%
Industri	0%	0%	0%

Avbryt

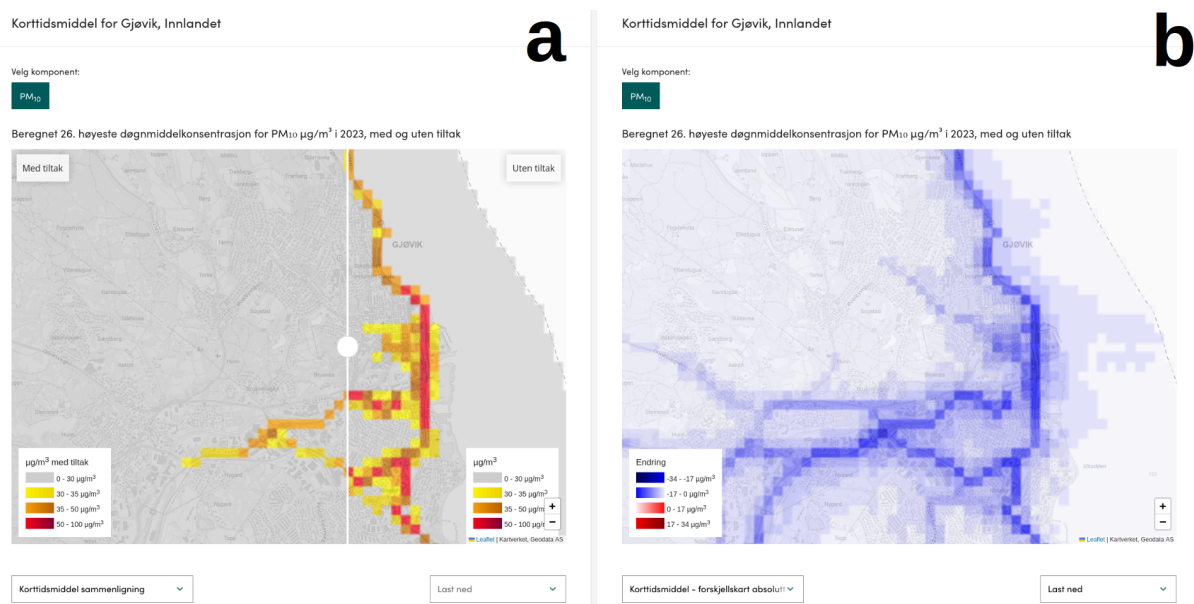
Start beregningen

Figur 10: Eksempel på bruk av tiltakstabellen. Brukeren har valgt to tiltak, "Piggdekkandel, fossilbiler", "Piggdekkandel, elbiler" og "Piggdekkandel, tunge kjøretøyer" og fylt inn tall for nye piggdekkandeler. Brukeren kan også lese hvilke piggdekkandeler som er brukt i de originale beregningene. Hvis man scroller ned til bunnen av skjermen, vil en tabell automatisk vise hvor store prosentvise utslippsendringer de valgte tiltakene medfører i hver sektor. I dette tilfellet er det bare sektoren veistøv som påvirkes.

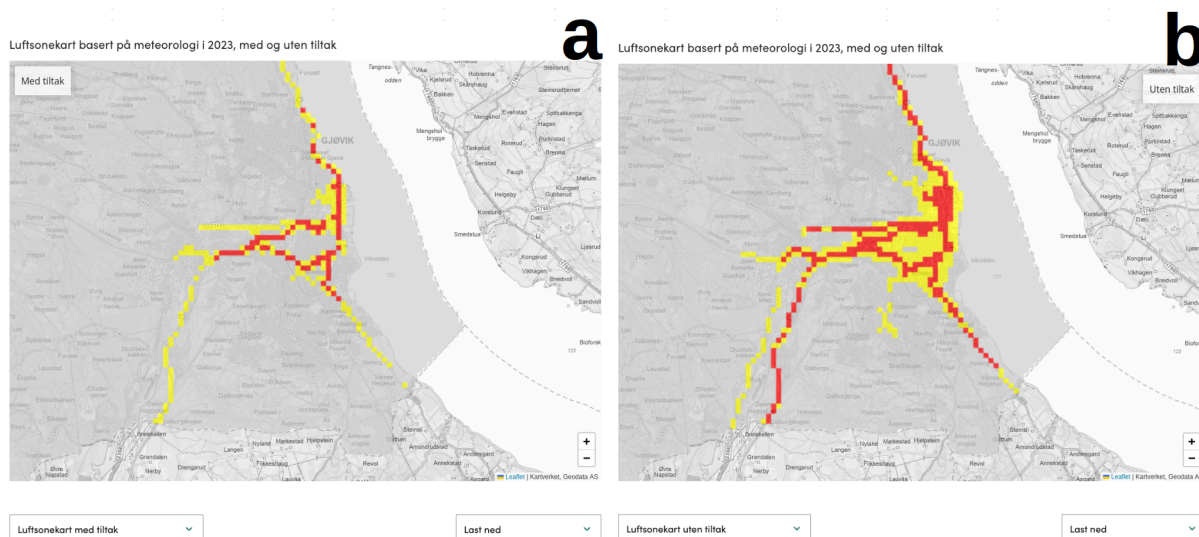
Når man har funnet den kombinasjonen av tiltak man ønsker å studere nærmere, trykker man på knappen “Start beregningen”. Da åpnes en side som viser fremdriften til beregningen. Når beregningen er ferdig, noe som typisk tar 1-10 minutter, åpnes automatisk resultatsiden til beregningen. Der vises alle resultatene i tabell 13 under hverandre.

Disse resultatene vil lagres på en server i minst ett døgn og være tilgjengelige for å vises og lastes ned. Men hvis man lukker vinduet eller trykker på knappen “Nullstill”, er det ikke noen knapp som lar deg komme tilbake til den samme resultatsiden uten å gjøre beregningen på nytt.

Figur 11-13 viser noen eksempler på resultatvisning for en beregning med de tiltakene som blir valgt i figur 10.



Figur 11: Eksempler på visningen av kart over PM₁₀ kortidsmiddel på resultatsiden til tiltakskalkulatoren: (a) Menyene nede til venstre er satt til “sammenligning”. Man kan da trekke en slider til venstre og høyre. Den delen av kartet som er til venstre for slideren viser konsentrasjonene i beregningen med tiltak, mens området til høyre viser konsentrasjonene i den opprinnelige beregningen (uten tiltak). Siden dette er en interaktiv kombinasjon av to visninger, kan den ikke lastes ned som bildefil. Da må man velge enten “med tiltak” eller “uten tiltak”. (b) Menyene nede til venstre er satt til “forskjellskart absolutt”. Nå vises det hvor stor endring i kortidsmiddelkonsentrasjonen tiltakene medfører for hvert sted på kartet.



Figur 12: Eksempler på visning av luftsonkart på resultatsiden til tiltakskalkulatoren: (a) Luftsonkart for beregningen med tiltak er valgt. (b) Luftsonkart for beregningen uten tiltak (originaldata) er valgt.

Figur 11 illustrerer to av måtene kartene kan visualiseres på, med korttidsmiddel av PM_{10} som eksempel. Med visningen “sammenligning” (figur 11a) kan man ved å trekke den interaktive slideren til venstre og høyre sammenligne nivået av konsentrasjoner med tiltak med de originale konsentrasjonene. Ved å velge forskjellskartet (figur 11b) kan man se forskjellen mellom beregningene med og uten tiltak direkte. Fra figur 11b kan man se at på enkelte steder ved hovedveiene har PM_{10} -konsentrasjonen på 26. verste dag gått ned med bortimot $34 \mu g/m^3$.

Figur 12 viser resultatvisningen av luftsonkart. Her har brukeren valgt å vise luftsonkartet med og uten tiltak separat, i stedet for å bruke en slider. Da kan figurene lastes ned som png-filer. Ved å sammenligne de to luftsonkartene kan man se at utbredelsen av både gul og rød sone er betydelig redusert som følge av tiltakene med lavere piggdekkandel. Disse kartvisningene skal hjelpe brukeren å se hvilke områder som har mest nytte av bedre luftkvalitet gjennom de valgte tiltakene.

Figur 13 viser resultatvisningen av befolkningseksposering. Ut fra denne kan vi se at som følge av mindre bruk av piggdekk, har antall innbyggere som er eksponert til en årsmiddelkonsentrasjon av PM_{10} over $10 \mu g/m^3$ gått ned fra 7674 til 4772, og antallet som er eksponert over $15 \mu g/m^3$ har gått ned fra 635 til 41. I dette tilfellet var ingen eksponert til over $20 \mu g/m^3$ i originalsituasjonen, så hele befolkningen er under grenseverdien for PM_{10} årsmiddelkonsentrasjon selv uten tiltak.

Befolkningseksponering for Gjøvik, Innlandet

Velg komponent:

PM₁₀

NO₂

PM_{2,5}

Velg visning:

Graf

Tabell

Beregnet befolkningseksponering for PM₁₀ i 2023, med og uten tiltak

Konsentrasjon µg/ m ³	Med tiltak	Uten tiltak
>=0	30603	30603
>=5	24029	24625
>=10	4772	7674
>=15	41	635

Last ned



Figur 13: Eksempel på visning av befolkningseksponering på resultatsiden til tiltakskalkulatoren: Her sammenlignes eksponeringen i beregningene med og uten tiltak. For ulike nivåer av konsentrasjon vises det hvor mange personer i kommunen som er eksponert for årsmiddelkonsentrasjoner som overskrider disse nivåene på bostedsadressen. Her har brukeren valgt tabellvisning i stedet for graf for å lettere kunne se de små tallene på antall eksponerte for de høyeste konsentrasjonene.

9 Referanser

Aasestad, K. (2010): Vedforbruk, fyringsvaner og svevestøv, dokumentasjon og resultater fra undersøkelse i Drammen 2006/2007, SSB, Oslo, ISBN 978-82-537-7823-5. URL:

<https://www.ssb.no/natur-og-miljo/artikler-og-publikasjoner/vedforbruk-fyringsvaner-og-svevestov--26206>

Aasness, M. (2025): Nå registreres piggdekkbruk i den årlige Reisevaneundersøkelsen. Hva betyr det, og hvordan skiller dette seg fra manuelle tellinger? Presentasjon til Bedre Byluft Forum, 1. april, Statens vegvesen,

<https://www.miljodirektoratet.no/sharepoint/downloaditem?id=01FM3LD2X4HRUYD6A3SVD2UQN5AKC4W7E2>

Denby, B.R., Sundvor, I., Johansson, C., Pirjola, L., Ketzel, M., Norman, M., Kupiainen, K., Gustafsson, M., Blomqvist, G., Omstedt, G. (2013a). A coupled road dust and surface moisture model to predict non-exhaust road traffic induced particle emissions (NORTRIP). Part 1: road dust loading and suspension modelling. Atmos. Environ. 77, 283–300. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.04.069>.

Denby, B.R., Sundvor, I., Johansson, C., Pirjola, L., Ketzel, M., Norman, M., Kupiainen, K., Gustafsson, M., Blomqvist, G., Kauhaniemi, M., Omstedt, G. (2013b). A coupled road dust and surface moisture model to predict non-exhaust road traffic induced particle emissions (NORTRIP). Part 2: surface moisture and salt impact modelling. Atmos. Environ. 81, 485–503. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.09.003>.

Denby, B.R., Gauss, M., Wind, P., Mu, Q., Wærsted, E.G., Fagerli, H., Valdebenito, A., Klein, H. (2020). Description of the uEMEP_v5 downscaling approach for the EMEP MSC-W chemistry transport model. Geosci. Model Dev. (GMD) 13, 6303–6323. <https://doi.org/10.5194/gmd-13-6303-2020>.

ECMWF (2020). IFS: documentation of the integrated forecasting system. URL: <https://www.ecmwf.int/en/publications/ifs-documentation>.

European Commission: Directorate-General for Environment, IIASA, , EMRC, , MET Norway, , TNO, , e-misia, , RIVM, , & Logika Group, (2025). Support to the development of the fourth clean air outlook : final report, Publications Office of the European Union. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/8768689>

Grythe, H., Lopez-Aparicio, S., Vogt, M., Vo Thanh, D., Hak, C., Halse, A.K., Hamer, P., Sousa Santos, G. (2019). The MetVed model: development and evaluation of emissions from residential wood combustion at high spatio-temporal resolution in Norway. Atmos. Chem. Phys. 19, 10217–10237. <https://doi.org/10.5194/acp-19-10217-2019>.

Grythe, H., H., Lopez-Aparicio, S. (2020). MetVed v.2.0. Improvement and update of the MetVed emission model for residential wood combustion. NILU rapport 19/2020. <https://nilu.no/publikasjon/1853518/>

Gustafsson, M., Blomqvist, G., Denby, B. R., Engardt, M., Grythe, H., Johansson, C., ... & Yttri, K. E. (2024). *NORDUST II: Nordic Road Dust Project Phase II*. NordFoU. EAN-number: 978-87-7595-122-2.

Jacobson, T., Wågberg, L.G. (2007). Utveckling och uppgradering av prognosmodell för beläggningsslitage från dubgade däck samt en kunskapsöversikt över inverkande faktorer: version 3.2.03, Statens väg- och transportforskningsinstitut (VTI). URL: <https://vti.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A670344&dsid=-7379>

Kystverket (2024): Method description MarU, Rev. 0, https://www.kystverket.no/contentassets/b89ed30e45a5488189612722f8239a1a/method-description-maru_rev.0.pdf/download

Marsteen, L. og Hak, C. (2021): PM10/PM2.5 comparison exercise in Oslo, Norway. Study in 2015-2016 and 2018, NILU rapport 21/2021, <https://nilu.brage.unit.no/nilu-xmlui/handle/11250/2786846>.

Miljødirektoratet (2014): Håndbok for kvalitetssystem for målinger av luftkvalitet. Del 1: Beskrivelse av kvalitetssystemet, rapport M-39/2014, <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m39/m39.pdf>.

- Miljødirektoratet og Meteorologisk Institutt (2019): *Varslingstjeneste: Luftkvalitet i Norge: Dokumentasjon av metoder til utslippsberegninger*, rapport M-1494|2019, <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1494/m1494.pdf>
- Müller, M., Homleid, M., Ivarsson, K.I., Køltzow, M.A.Ø., Lindskog, M., Midtbø, K.H., Andrae, U., Aspelien, T., Berggren, L., Børge, D., Dahlgren, P., Kristiansen, J., Randriamampianina, R., Ridal, M., Vignes, O. (2017). AROME-MetCoOp: a Nordic convective-scale operational weather prediction model. *Weather Forecast.* 32, 609–627. <https://doi.org/10.1175/WAF-D-16-0099.1>.
- Nordbeck, O., Langsrud, Ø. (2015). Modellering av trafikk på kommunale veier. Beskrivelse av metode. Notater 2015/46. Statistisk sentralbyrå. URL: <https://www.ssb.no/transport-og-reiseliv/artikler-og-publikasjoner/modellering-av-trafikk-pa-kommunale-veier>.
- Nordic Council of Ministers. (2017). Road dust and PM10 in the Nordic countries: Measures to reduce road dust emissions from traffic. <http://norden.diva-portal.org/smash/get/diva2:1069152/FULLTEXT02.pdf>.
- Simpson, D., Benedictow, A., Berge, H., Bergström, R., Emberson, L.D., Fagerli, H., Flechard, C.R., Hayman, G.D., Gauss, M., Jonson, J.E., Jenkin, M.E., Nyíri, A., Richter, C., Semeena, V.S., Tsyro, S., Tuovinen, J.P., Valdebenito, Á., Wind, P. (2012). The EMEP MSC-W chemical transport model – technical description. *Atmos. Chem. Phys.* 12, 7825–7865. <https://doi.org/10.5194/acp-12-7825-2012>.
- Seljeskog, M., Goile, F., Sevault, A., Lamberg, H. (2013). Particle emission factors for wood stove firing in Norway (TR A7306). Trondheim: SINTEF Energy Research. Retrieved from <https://www.sintef.no/en/publications/publication/?pubid=CRISin+1027202>
- Seljeskog, M., Goile, F., Skreiberg, Ø. (2017). Recommended revisions of Norwegian emission factors for wood stoves. *Energy Procedia*, 105, 1022-1028. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.03.447>
- Skreiberg, O., Seljeskog, M., Kausch, F., Khalil, R. (2023a). Emission Levels and Emission Factors for Modern Wood Stoves. *Chemical Engineering Transactions*, 105, 241–246. <https://doi.org/10.3303/CET23105041>
- Skreiberg, Ø., Seljeskog, M., Kausch, F. (2023b). Energy Efficiency Increase by Improved Operation and Control in Wood Stoves. *Chemical Engineering Transactions*. <https://doi.org/10.3303/CET2399010>
- SSB (2024): 08942: Svevestøv, organiske miljøgifter, etter kilde (aktivitet), energiprodukt, statistikkvariabel, år og komponent, <https://www.ssb.no/statbank/table/08942/tableViewLayout1>
- Weydahl, T., Grythe, H. (2024): NERVE – en utslippsmodell for veitrafikk. Dokumentasjon av revidert beregningsmodell for utslipp fra veitrafikk i norske kommuner, NILU rapport 40/2024, <https://nilu.no/publikasjon/2337629/>
- Wind, P., Rolstad Denby, B., Gauss, M. (2020): Local fractions – a method for the calculation of local source contributions to air pollution, illustrated by examples using the EMEP MSC-W model (rv4_33), *Geosci. Model Dev.*, 13, 1623–1634, <https://doi.org/10.5194/gmd-13-1623-2020>.
- Wærsted, E. G., Sundvor, I., Denby, B. R., & Mu, Q. (2022): Quantification of temperature dependence of NOx emissions from road traffic in Norway using air quality modelling and monitoring data. *Atmospheric Environment: X*, 13, 100160, <https://www.doi.org/10.1016/j.aeaoa.2022.100160>.