

Utslipp og spredning av støv fra LKAB i Narvik

Torleif Weydahl, Henrik Grythe, Islen Vallejo og Miha Markelj



NILU rapport 17/2023

NILU rapport 17/2023	ISBN: 978-82-425-3128-5 ISSN: 2464-3327	TILGJENGELIGHET: A - Åpen
DATO 04.07.2023	ANSVARLIG SIGNATUR Aasmund Fahre Vik, viseadministrerende direktør/CTO (sign.)	ANTALL SIDER 40
TITTEL Utslipp og spredning av støv fra LKAB i Narvik	PROSJEKTLEDER Torleif Weydahl	NILU PROSJEKTNUMMER 123023
FORFATTER(E) Torleif Weydahl, Henrik Grythe, Islen Vallejo og Miha Markelj	KVALITETSSIKRER Tore Flatlandsmo Berglen	OPPDRAGSGIVER LKAB Norge AS, Postboks 314, N-8504 Narvik
OPPDRAGSGIVER LKAB Norge AS, Postboks 314, N-8504 Narvik	OPPDRAGSGIVERS REF. Sofia Keskitalo	REFERAT <p>Denne rapporten presenterer spredningsberegninger som estimerer LKAB sitt bidrag til forurensningssituasjonen i Narvik. Spredningsberegningene er basert på et anslag for det samlede støvutslippet fra både punktkilder og diffuse kilder via målt støvavsetning rundt anlegget. Spredningsberegningene som er utført med partikkelmodellen Flexpart-WRF, viser ingen overskridelse av grenseverdiene for PM₁₀ eller PM_{2,5} utenfor LKABs industriområde.</p>
ENGELSK TITTEL Dust emissions and dispersion from LKAB, Narvik	EMNEORD Industriell virksomhet Diffuse utslipp Spredningsberegning	ABSTRACT (på engelsk) <p>The report presents atmospheric dispersion calculations to estimate LKABs contribution to the air pollution situation in Narvik. The dispersion calculations are based on an estimate of the total emission of particles from both point sources and diffuse sources via measured deposition around the site. The dispersion calculations are performed with the particle model Flexpart-WRF, and shows no exceedances of limit values for PM₁₀ or PM_{2,5} outside the LKAB industry site.</p>
PUBLISERINGSTYPE: Digitalt dokument (pdf)	FORSIDEBILDE: LKAB AS, Fotograf: Fredric Alm	

© NILU – Stiftelsen Norsk institutt for luftforskning

Sitering: Weydahl, T., Grythe, H., Vallejo, I., Markelj, M. (2023) Utslipp og spredning av støv fra LKAB i Narvik. (NILU rapport 17/2023). Kjeller: NILU.

NILU er ISO-sertifisert i henhold til NS-EN ISO 9001/ISO 14001 og akkreditert i henhold til NS-EN ISO/IEC 17025.

Forord

Prosjektet er utført av NILU – Norsk institutt for luftforskning på oppdrag fra LKAB Norge AS. Denne rapporten inngår som del av dokumentasjon for søknad til Statsforvalteren om revidert utslippstillatelse fra LKAB.

Arbeidet er utført av Torleif Weydahl i samarbeid med Henrik Grythe. Torleif er også prosjektleder for arbeidet. Tore Flatlandsmo Berglen har vært kvalitetssikrer. Islen Vallejo har utført beregninger med værmodellen WRF og Miha Markelj har bistått med post-prosessering av data for grafisk presentasjon. Massimo Cassiani, Ignacio Pisso og Nikolaos Evangeliou har gitt faglige råd til beregningene med Flexpart-WRF. Erik Andresen og Claudia Hak har fremskaffet relevante parallelle data som støtte til vurderinger, Susana Lopez-Aparicio har gjennomgått vurderingene for utslippsfaktorer.

En stor takk til kontaktperson Sofia Keskitalo ved LKAB som har bistått med å fremskaffe alt underlagsmaterialet for studien og som ga NILU en befaring på anlegget torsdag den 23. mars 2023. Håkon Nygård fremskaffet driftsdata for anlegget.

Innhold

Forord	3
Innhold	4
Sammendrag	5
1 Innledning	6
1.1 Bakgrunn	6
1.2 Målsetning og omfang	6
1.3 Prosessbeskrivelse	6
1.4 Noen tidligere studier	7
2 Grenseverdier og luftkvalitetskriterier	7
2.1 Krav i utslippstillatelse	7
2.2 Krav i regelverk og anbefaling til uteluft (FHI)	8
3 Målinger av luftkvalitet og støvavsetning i Narvik	8
3.1 Måling av luftkvalitet	8
3.2 Måling av støvnedfall og kjemisk sammensetning	12
4 Utslippsoverslag og analyse av tilgjengelige data	15
4.1 Overslag for utslipp i 2022 fra standardutslippsfaktorer fra EEA/EMEP Guidebook (2019)	15
4.2 Analyse av aktivitetsdata, vinddata og måldata for 2022.....	16
5 Metode og inngangsdata til spredningsberegningene	18
5.1 Meteorologi og spredningsberegninger	18
5.2 Karakterisering av utslippet	19
5.3 Metode for beregning av utslipp fra målt avsetning	21
5.4 Beregning av konsentrasjonsfelt.....	23
5.5 Andre kilder og bakgrunnskonsentrasjoner	23
6 Resultat og diskusjon	24
6.1 Evaluering av meteorologiske beregninger	24
6.2 Beregninger av avsetning.....	26
6.3 Spredningsberegninger for støv.....	28
6.4 Usikkerheter og sensitivitetsberegninger	31
6.5 Potensiale for utslippsreduksjon	32
7 Oppsummering og anbefalinger	33
8 Referanser	35
Vedlegg A Evaluering av beregnet meteorologi	36

Sammendrag

NILU – Norsk institutt for luftforskning har på oppdrag fra LKAB Norge AS utført utslipps- og spredningsberegninger for samlet utslipp fra punktkilder og diffuse kilder fra anlegget i Narvik. Formålet med prosjektet er å utarbeide spredningsberegninger som estimerer LKAB sitt bidrag til forurensningssituasjonen i Narvik.

LKAB Norge AS i Narvik er ansvarlig for lastning av jernmalm fra Sverige om bord i skip på LKABs havn i Narvik, samt lossing av tilsatmidler. Denne prosessen har både kontrollerte punktutslipp og utslipp fra diffuse kilder. Flere forhold, blant annet korrelasjon mellom lasteaktivitet og målt avsetning, antyder at laste- og losseoperasjonen er den viktigste diffuse kilden. Analysen bygger på en metodikk hvor totalutslippet estimeres fra forholdet mellom målt og beregnet støvnedfall (avsetning) istedenfor fra generiske utslippsfaktorer som f.eks. EEA/EMEP air pollutant emission inventory Guidebook (2019). Ved denne metoden er utslippet estimert til 113 tonn TSP («Total Suspended Particles») og 28 tonn PM₁₀. Dette er innenfor variabilitetsområdet for utslipp beregnet med EEA/EMEP utslippsfaktorer. Spredningsberegningene viser ingen overskridelse av grenseverdiene for PM₁₀ og PM_{2,5}. Riktignok er årsmiddelkonsentrasjonene inne på LKABs industriområde og over sjøen like utenfor kaien høyere enn 20 µg/m³, og det er overskridelse av døgnmiddel grenseverdi for PM₁₀, men der gjelder egne grenseverdier for arbeidsmiljø, ikke de generelle grenseverdiene for omgivelsesluft. Konsentrasjonen for nikkel er beregnet til 2 ng/m³ like utenfor anlegget som er 1/10 av målsettingsverdien. Beregnet konsentrasjon på målestasjonen for luftkvalitet viser et bidrag på ca. 20% til grovfraksjonen (PM₁₀ – PM_{2,5}) fra LKAB sammenlignet med målte konsentrasjoner her. Dette er antatt å være en høy andel basert på størrelsen og signaturen (dvs. tidsvariasjonen) til målingene av luftkvalitet, og konsentrasjonsberegningene anses derfor som konservative.

Rapporten gir også en analyse av samvariasjonen mellom aktivitet ved anlegget og målt avsetning. Denne viser at det er spesielt god korrelasjon nær kaiene, men at korrelasjonen er svak eller til dels negativ på flere andre målepunkt. Dette peker mot at andre kilder enn direkte utslipp fra LKAB har betydning for målt støvmengde i Narvik. Det gis til slutt også anbefaling til måleprogrammet i forbindelse med LKAB sitt anlegg. Det er usikkerhet om hvorvidt konsentrasjonsmålingene med optiske målemetoder er i stand til å fange opp jernholdig støvutslipp fra LKAB i riktig grad, og gravimetrisk metode anbefales som metode og/eller som kalibrering av optiske metoder.

Utslipp og spredning av støv fra LKAB i Narvik

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

LKAB (Luossavaara-Kiirunavaara Aktiebolag) er EUs største produsent av jernmalm og har gruvedrift i Kiruna og Malmberget i nord-Sverige. Mesteparten av malmen skipes til verdensmarkedet via Narvik. LKAB Norge AS i Narvik er ansvarlig for lasting av jernmalm fra Sverige om bord i skip på LKABs havn i Narvik, samt lossing av tilsatsmidler. LKAB er i en prosess med utbedringer og ombygging av havnefasilitetene i Narvik. I den forbindelse må utslippstillatelsen revideres. LKAB har i utslippstillatelsen krav til å utføre spredningsberegninger ved anlegg av nye utslippspunkter fra virksomheten. Spredningsberegningene skal vise maksimale bakkekonsentrasjoner av relevante forurensningskomponenter under ugunstigste spredningsforhold. Konsentrasjonene skal vurderes i forhold til forurensningsforskriften kapittel 7.

LKAB har støvutslipp fra utslippspunkt i støvanlegg og diffuse utslipp ved laste- og losseaktiviteter ved kaianleggene. I tillegg kan det være diffuse utslipp gjennom transport og håndtering av jernmalm og tilsatsmaterialer på området, og fra ventiler/åpninger når produktet er varmt som gir overtrykk i anlegget. LKAB har planer om å oppgradere kaianlegg 5 til å være skjermet fra støvflukt i henhold til gjeldende BAT krav. Kaianlegg 7 har allerede slik skjerming.

1.2 Målsetning og omfang

Målsetningen med rapporten er å presentere spredningsberegninger som estimerer LKAB sitt bidrag til forurensningssituasjonen i Narvik. Spredningsberegningene er basert på et anslag for det samlede støvutslippet fra LKAB via målt støvavsetning rundt anlegget. Relevante forurensningskomponenter i forurensningsforskriften er svevestøv PM_{10} og $PM_{2,5}$. Hovedkomponentene i støvet fra LKAB er jern og andre mineralske komponenter som ikke er regulert i forskriften, men det er en liten andel nikkel som er regulert gjennom en målsetningsverdi for kalenderår.

Rapporten gir ikke svar på hvilke av de ulike diffuse utslippskildene ved LKAB som bidrar mest til forurensningsnivået, og analysen kan dermed heller ikke brukes direkte til å evaluere effekten av forskjellige konkrete tiltak. Dette følger av at størrelsen på det diffuse utslippet er ukjent. Det er likevel gjort noen generelle betraktninger basert på generiske utslippsfaktorer.

Rapporten omtaler TSP («Total Suspended Particles») som omfatter alle partikkelstørrelser i utslippet, PM_{10} som er alle partikler opp til 10 μm aerodynamisk diameter og $PM_{2,5}$ som er alle partikler opp til 2,5 μm aerodynamisk diameter. Aerodynamisk diameter¹ til en gitt partikkel er definert som diameteren til den korresponderende sfære/kule med tetthet 1 g/cm^3 som faller i luft med samme hastighet som den aktuelle partikkelen.

1.3 Prosessbeskrivelse

LKAB bryter jernmalm fra gruver i Kiruna og Malmberget i Sverige. Jernmalmen knuses til finpartikler «fines» eller omformes til pellets gjennom en prosess i roterende tromler ved 1250°C. Etter dette transporteres det meste av jernmalmen i åpne togvogner til anlegg i Narvik og Luleå. Havnen i Narvik har en tillatelse på 30 millioner tonn jernmalm i året. I Narvik losses jernmalmen fra togvognene til et lukket silo-system. Pellets transporteres gjennom siktestasjoner for å skille ut grovere (og finere) fraksjoner. De grovere fraksjonene lagres i overbygde lagerhaller før transport. Pellets lastes på skip

¹ <https://www.sciencedirect.com/topics/engineering/aerodynamic-diameter>

via et system av lukkede transportbånd. Lasting på skip skjer via en «utlaster» som er en lastearm med transportbånd. Kai 7 har en lukket utlaster, mens på kai 5 er denne utlasteren åpen.

Tilsatsmaterialer losses på kai 3-4 og transporteres på åpent transportbånd til åpent lager. Videre lastes materialet med hjullaster inn på lukket transportbånd til lasting på tog.



Figur 1: Oversiktsbilde av anlegget. Foto: LKAB Norge AS

Støvflukt fra disse prosessene er generelt beskrevet i kap. 5.2. Det ble gjennomført en befarings på anlegget torsdag den 23. mars 2023.

1.4 Noen tidligere studier

Tidligere studier av NILU (Tønnesen, 2018) antyder at det er veitrafikk som er den viktigste kilden til høye svevestøvkonsentrasjoner i Narvik, men at jernholdig støv fra LKAB kan bidra vesentlig til bakgrunnsnivået. Beregninger i tiltaksutredningen for Narvik utarbeidet av COWI (Berger, 2019) viste overskridelse av grenseverdiene rundt tunnelmunningene (veitrafikk) og i kai-området til LKAB. Industriområdet LKAB er riktignok ikke omfattet av grenseverdiene i forurensningsforskriften. FHI (Låg et al., 2019) utredet helseisiko forbundet med høye svevestøvnivåer i Narvik. FHI pekte på helseisiko knyttet til høye nivåer av PM₁₀ generelt, men det at partiklene fra LKAB inneholder jern og kvarts utgjør ingen særskilt helseisiko.

2 Grenseverdier og luftkvalitetskriterier

2.1 Krav i utslippstillatelse

LKAB har tillatelse til håndtering og lagring av 30 millioner tonn jernmalmprodukter per år, samt tilsammen ca. 1,1 millioner tonn tilsatsmaterialer. Tillatelsen angir også mengde produkter som kan lagres over tid. Utendørs lagring av jernmalmprodukter er ikke tillatt.

For uteluft gjelder: «Diffuse utslipp fra veier, produksjonsprosesser og fra utearealer, for eksempel lagerområder, områder for lossing/lasting og renseanlegg, som kan medføre skade eller ulempe for miljøet, skal begrenses mest mulig.»

Utslippstillatelsen angir at den mineralske andelen av nedfallstøv ved nærmeste nabo eller andre utsatte naboer ikke skal overstige 5 g/m² over 30 døgn. Tillatelsen stiller ellers krav til pipekonsentrasjoner fra punktutslipp (støvanleggene) på anleggsområdet på 10 mg/Nm³ over et 24 t middel og 25 mg/Nm³ over et 30 minutts middel.

2.2 Krav i regelverk og anbefaling til uteluft (FHI)

Forurensningsforskriften er hjemlet i forurensningsloven og angir grenseverdier som er rettslig bindende. Overskridelse av disse minstekravene utløser krav om tiltak. **Luftkvalitetskriteriene** er fastsatt av Miljødirektoratet og Folkehelseinstituttet (2023) og angir et nivå som de aller fleste kan utsettes for uten at det oppstår skadevirkninger på helse.

Oversikt over de norske grenseverdiene og luftkvalitetskriteriene er gitt i Tabell S1. Etter siste revisjon av forskriften, gjeldende fra januar 2022, er grenseverdien for svevestøv vesentlig strengere enn EUs luftkvalitetsdirektiv. Luftkvalitetskriteriet ble oppdatert våren 2023 iht. siste anbefaling fra WHO.

Brudd på grenseverdiene er ulovlig og medfører krav om tiltak. For å unngå dette har forurensningsforskriften og direktivet også vurderingsterskler som definerer *fare for overskridelse* av grenseverdien dersom disse brytes i 3 av 5 sammenhengende år. Ved *fare for overskridelse* stiller forskriften krav til målinger og utarbeiding av tiltaksutredning.

Med unntak av nikkel er det ikke identifisert utslippskomponenter i jernmalmen eller tilsatsmaterialer ved anlegget som er regulert i forurensningsforskriften. For nikkel gjelder målsettingsverdi og vurderingsterskler som angitt i tabellen.

Tabell S1: Gjeldende grenseverdier, målsettingsverdi, øvre vurderingsterskler (ØVT) og luftkvalitetskriterier (2023) for svevestøv.

Komponent	Midlings-tid	Grenseverdi / målsettingsverdi ⁽¹⁾	Øvre vurderingsterskel ⁽¹⁾	Luftkvalitetskriterier ⁽²⁾
PM ₁₀	Døgn	50 µg/m ³ må ikke overskrides mer enn 25 ganger pr. kalenderår	35 µg/m ³ må ikke overskrides mer enn 25 ganger pr. kalenderår	30 µg/m ³
	Kalender år	20 µg/m ³	17 µg/m ³	15 µg/m ³
PM _{2.5}	Døgn			15 µg/m ³
	Kalender år	10 µg/m ³	7 µg/m ³	5 µg/m ³
Nikkel	Kalender år	20 ng/m ³	14 ng/m ³	10 ng/m ³

(1): Forskrift om begrensning av forurensning (forurensningsforskriften), Kapittel 7. Lokal luftkvalitet.

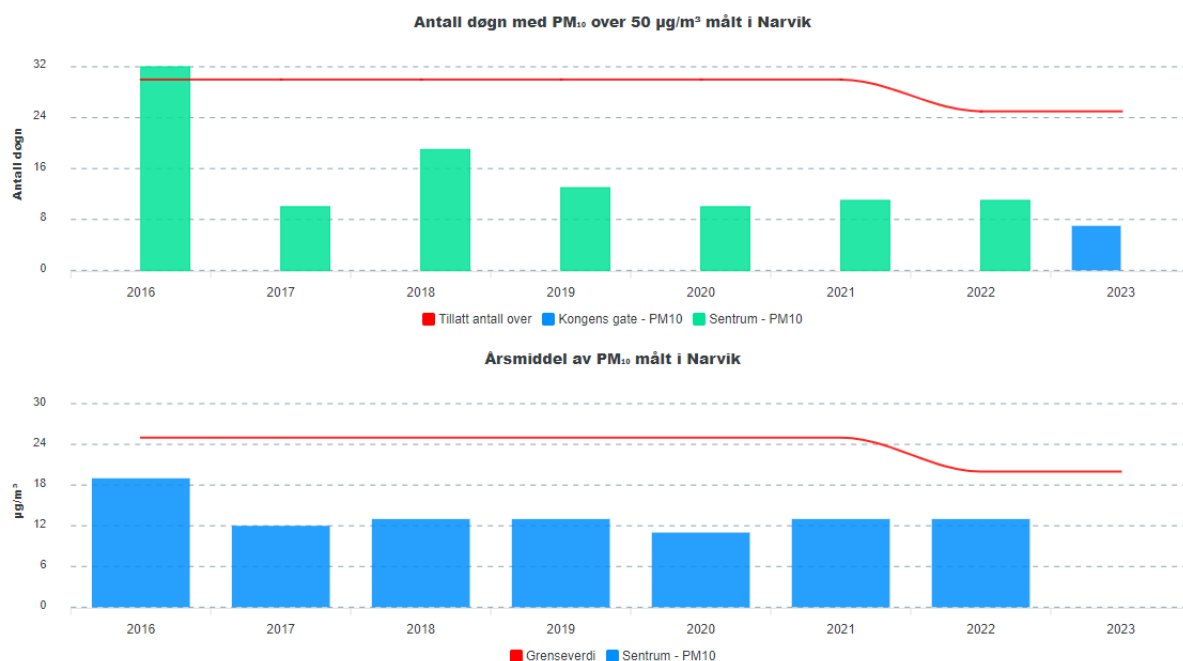
(2): Folkehelseinstituttet (2023) Luftkvalitetskriterier

3 Målinger av luftkvalitet og støvavsetning i Narvik

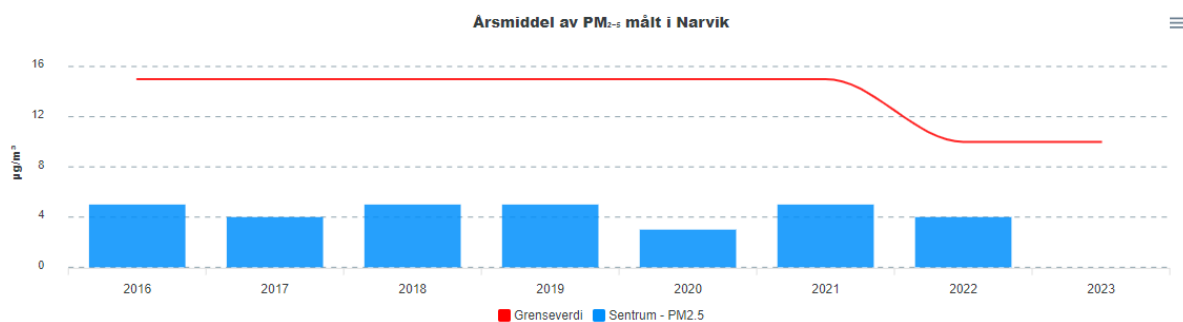
3.1 Måling av luftkvalitet

I Narvik er det en regulær stasjon for måling av svevestøvkonsentrasjoner i uteluft. Målestasjonen er «veinær» og står langs E6 i sentrum hvor fartsgrensen er 50 km/t. Stasjonen ble satt i drift i februar 2016 og måler PM₁₀ og PM_{2,5} og PM₁ med en optisk målemetode (Fidas 200). Stasjonen ble flyttet noen meter nærmere veien i november/desember 2022, se (Hak, 2022), og skiftet da navn fra Sentrum til Kongens gate. Plasseringen i Narvik er vist i Figur 9.

Resultat fra målingene siden oppstart av målestasjonen er vist i Figur 2. Det har ikke vært noen overskridelser av PM_{10} siden 2016. Årsmiddel PM_{10} har fra 2017 ligget under både øvre og nedre vurderingsterskel og døgnmiddel PM_{10} har vært under øvre vurderingsterskel fra 2017. Årsmiddel $PM_{2,5}$ har også ligget langt under gjeldende krav i forskriften, øvre vurderingsterskel og anbefaling i luftkvalitetskriteriet.



Figur 2: Øverst: Antall døgn over grenseverdien for døgnmiddel PM_{10} i forurensningsforskriften. Nederst: Årsmiddel PM_{10} .



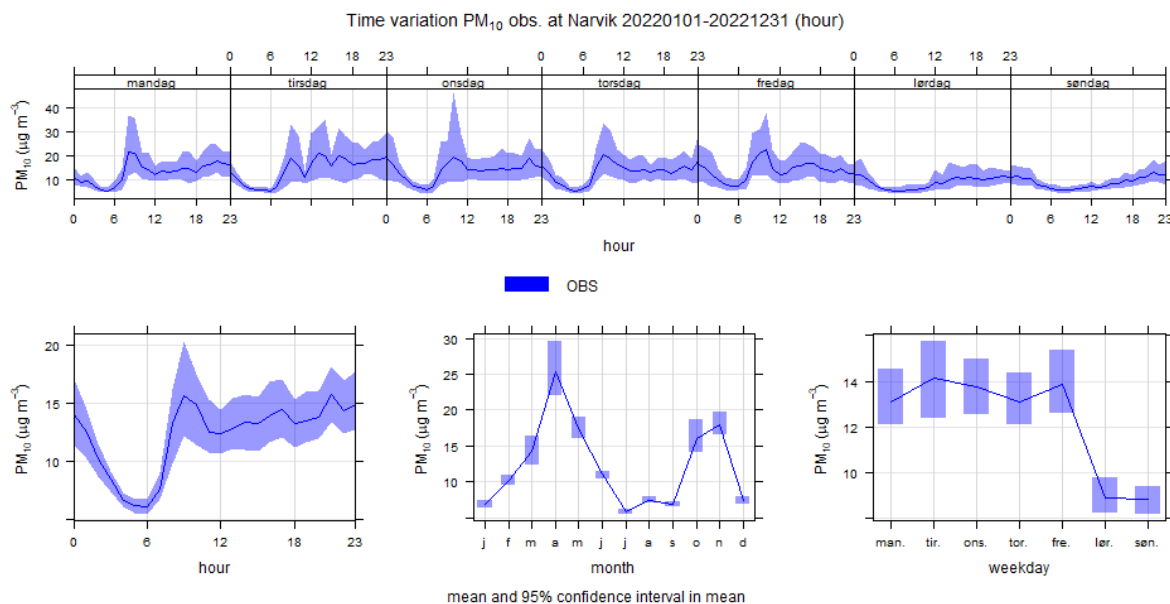
Figur 3: Årsmiddel $PM_{2,5}$ har ikke overskredet gjeldende luftkvalitetskriterie ($5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) i perioden.

Figur 4 viser en statistisk behandling av måleresultatene for PM_{10} i 2022 hvor månedsgjennomsnitt, gjennomsnittlig døgnvariasjon og ukesvariasjon er beregnet. Denne viser først store sesongvariasjoner hvor spesielt vårmånedene mars-mai og til dels høstmånedene har høyere verdier av PM_{10} . Figur 5 viser antall overskridelser av døgnmiddel grenseverdi over perioden 2016 til 2022 og viser at det typisk er overskridelser i april (vår) og oktober (tidlig vinter). Dette skyldes sannsynligvis produksjon av veistøv forårsaket av slitasje fra særlig biler med piggdekk. Oppvirvling av veistøv vil være størst når veibanen tørker opp.

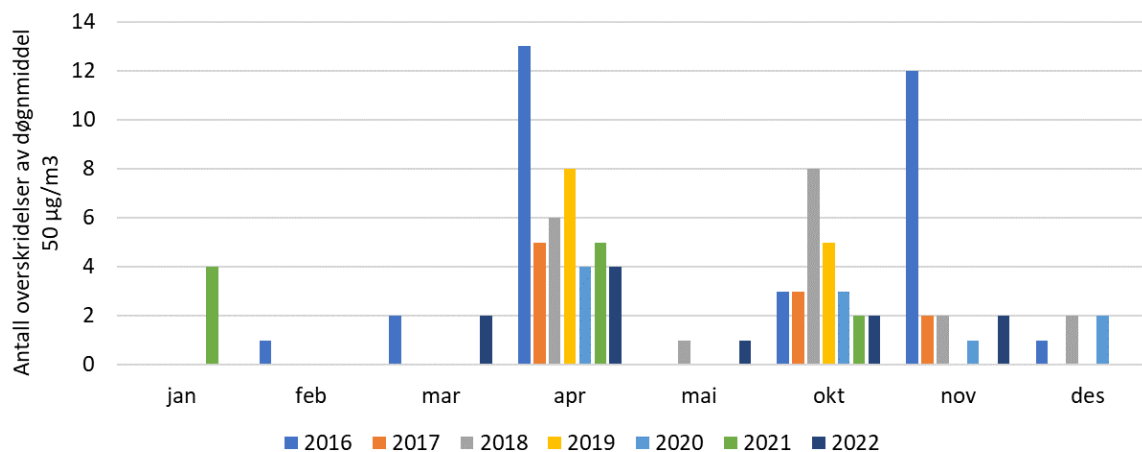
Den gjennomsnittlige døgnvariasjonen viser også lave nivåer på natt/tidlig morgen og økende nivåer til en topp rundt morgen-rush (kl 08-09). Dette samsvarer godt med målt trafikkmengde i 2022 (Figur 6) og er typisk for en veipåvirket stasjon. Men den gjennomsnittlige døgnvariasjonen viser også et

konstant og til dels økende nivå fra kl. 12 og utover. Dette samsvarer ikke med trafikkprofilen som kan antyde at andre kilder, som vedfyring eller støvutslipp fra LKAB, påvirker målestasjonen.

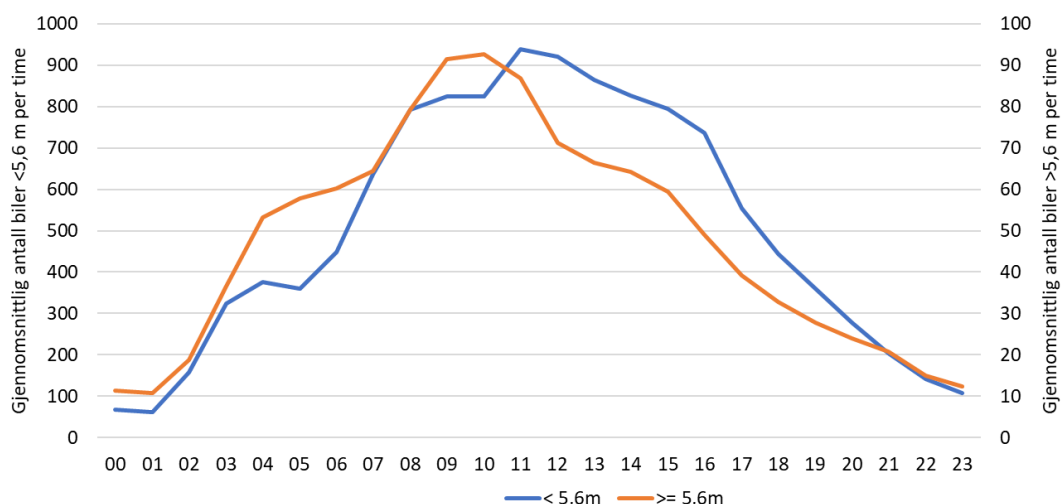
Figur 7 viser tilsvarende variasjon i grovfraksjonen, dvs. PM_{10} -konsentrasjonen fratrukket $PM_{2,5}$ -konsentrasjonen. Støv fra LKAB er forventet å være mer i PM_{10} -fraksjonen enn i $PM_{2,5}$ -fraksjonen. Døgnvariasjonen av grovfraksjonen er som en typisk veinær stasjon og det er ingen tydelige indikasjoner på en annen kilde enn veien. Figuren viser indirekte at det er $PM_{2,5}$ som holder PM_{10} -nivået oppe utover kvelden, noe som peker mot vedfyring. Sesongvariasjonen i $PM_{2,5}$ bekrefter dette (ikke vist i figurene).



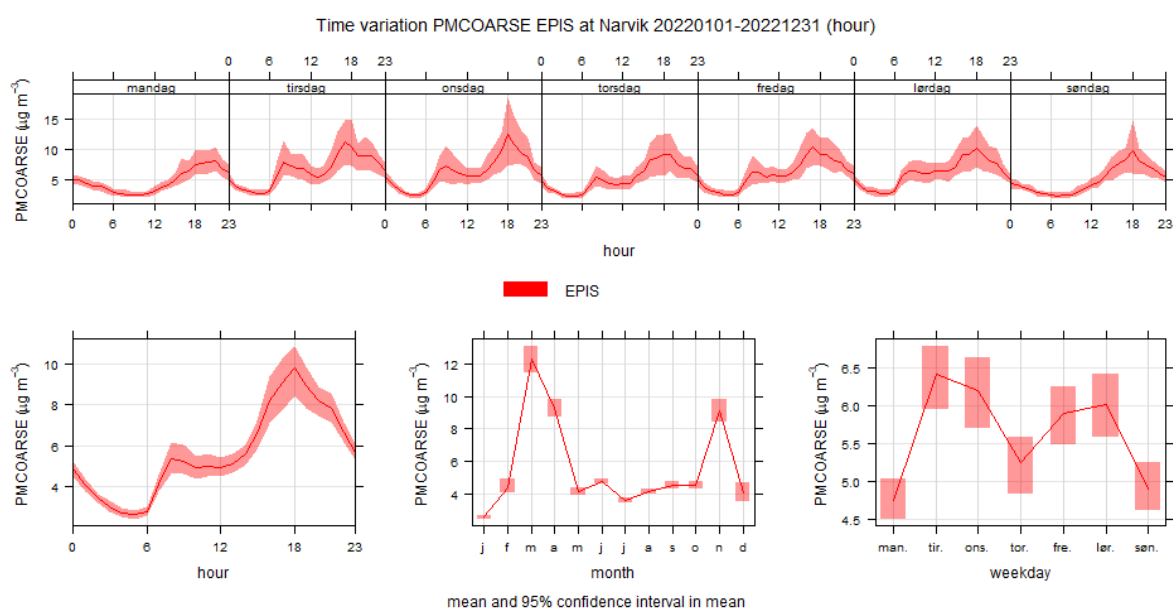
Figur 4: Øverst: Gjennomsnittlig målt døgnvariasjon av PM_{10} per ukedag for 2022. Nederst venstre: gjennomsnittlig døgnvariasjon; midten: månedsvariasjon; høyre: ukedagsvariasjon.



Figur 5: Antall overskridelser av døgnmiddel grenseverdi på $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for årene 2016-2022.

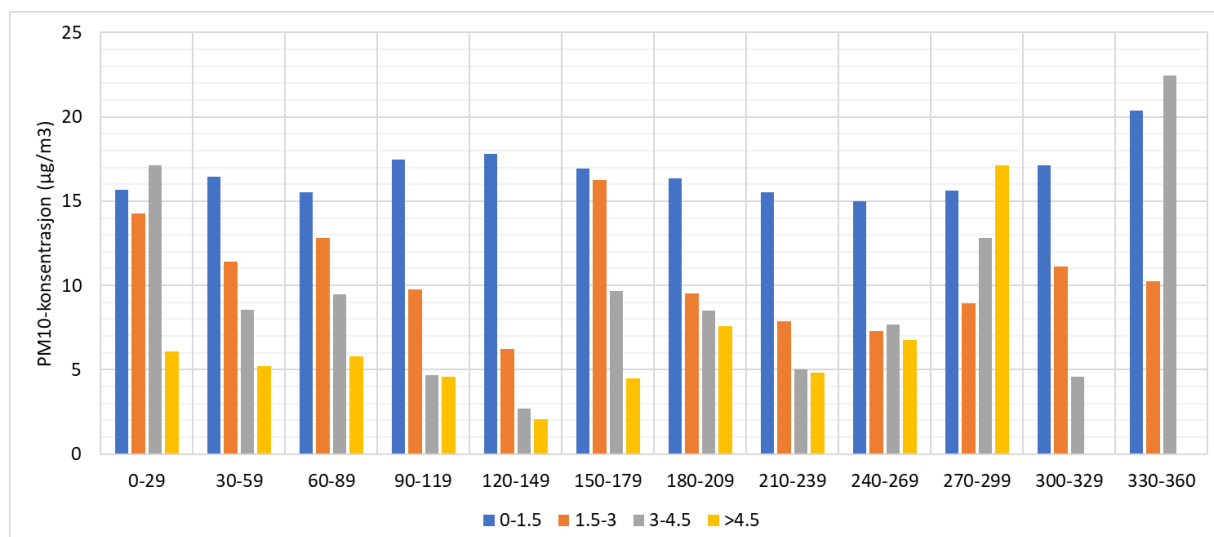


Figur 6: Gjennomsnittlig døgnvariasjon av trafikken i 2022 målt ved trafikkstasjonen Narvik sentrum (EV6 S164D1 m7634). Trafikken er angitt etter kjøretøylengde hvor <5,6m normalt vil representere person- og varebiltrafikk (venstre skala), mens $\geq 5,6$ representerer lastebiler, trekkvogner og busser (høyre skala).



Figur 7: Øverst. Gjennomsnittlig døgnvariasjon av grovfraksjonen (PM_{10} minus $PM_{2,5}$) per ukedag for 2022. Nederst venstre: gjennomsnittlig døgnvariasjon; midten: månedsvariasjon; høyre: ukedagsvariasjon.

Figur 8 viser målte gjennomsnittskonsentrasjoner ved forskjellige vindretningssektorer og vindstyrkeklasser i 2022. Generelt er det høyere konsentrasjoner ved lave vindhastigheter, men det er noen unntak som kan tyde på at vindblåst støv i enkelte tilfeller kan gi opphav til høye konsentrasjoner. Dataene fra 2022 viser at dette bare er svært unntaksvis, nærmere bestemt kun 5 timer med vind over 4,5 m/s fra sektor 270-299.



Figur 8: Gjennomsnittskonsentrasjon av PM_{10} målt i Narvik sentrum (Kongens gate) i 2022 for tolv vindretningssektorer og 4 vindstyrkeklasser.

Det benyttes et optisk måleinstrument (FIDAS 200) for å måle konsentrasjoner av PM_{10} ved målestasjonen. Tidligere studier har vist at det er til dels store usikkerheter ved optiske målemetoder når støvsammensetningen avviker fra typisk veistøv. F.eks. viste en studie (Hak, 2016) utført inne på stasjonsområdet på Nationaltheatret at optiske måleinstrument (Grimm-monitor) måtte korrigeres med ca. en faktor 3 for å samsvare med referansemetoden for støvmåling («Kleinfilergerät»). Analyser viste en stor andel jernstøv fra slitasje på skinnegangen. Det betyr at det er usikkerhet til i hvilken grad målestasjonen Kongens gate fanger opp jernholdig støvutslipp fra LKAB. NILU har ikke mottatt informasjon om hvorvidt målingene ved denne stasjonen har blitt kontrollert med referansemetoden.

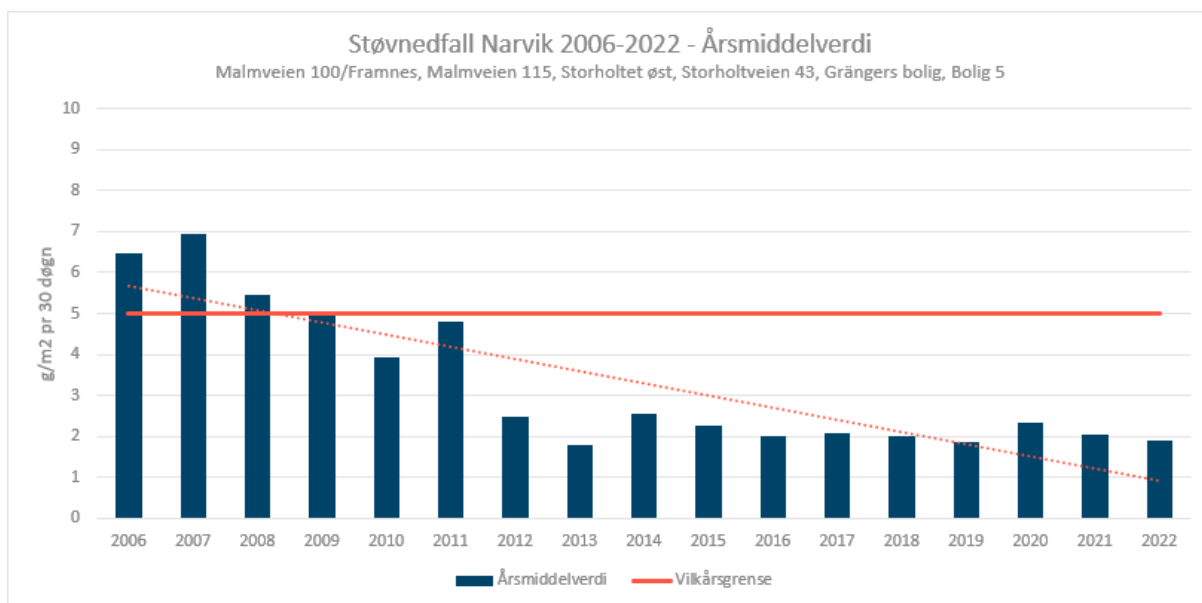
3.2 Måling av støvnedfall og kjemisk sammensetning

LKAB måler støvnedfall på flere lokasjoner. I 2022 ble det målt støvnedfall på til sammen 11 punkt (se Figur 9). Ved 4 av disse punktene (Storholtveien, Storholtet øst, Havnegata 5 og Bromsgård) ble det også analysert sammensetning av jern (Fe), Kalsium (Ca), Magnesium (Mg) og Silisium (Si) i hver måleperiode. Det ble også analysert jerninnhold i mai*-perioden ved Malmveien 115.

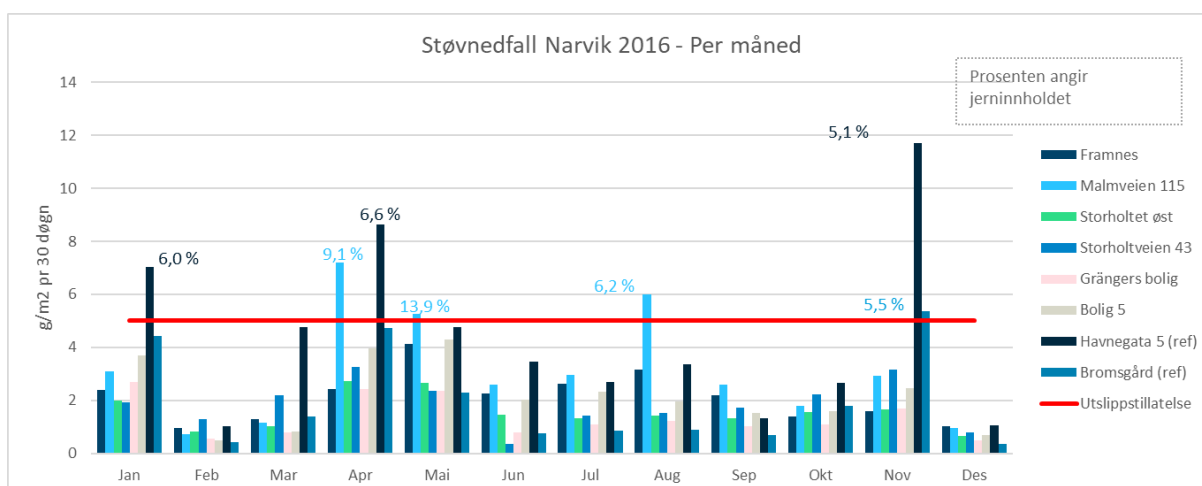


Figur 9: Plassering av målepunkter for støvnedfall, målestasjon for luftkvalitet (konsentrasjoner) og målestasjon for meteorologiske data. Figur mottatt fra LKAB.

I perioden 2006-2021 er det en signifikant nedgang i målt støvnedfall rundt Narvik (Figur 10). Nedgangen er tydelig mellom to perioder, 2006-11 og 2012-22. Dette antas å skyldes at utendørs lager av jernmalm (NK50) ble avvirket i 2011. Siden 2012 har nivået av støvnedfall i gjennomsnitt ligget under kravet i utslippstillatelsen, men det er overskridelse i enkelte måneder på enkelte målepunkt. Typisk er jerninnholdet i støvprøvene lave når mengden nedfallstøv overskrides, eksemplifisert med data for 2016 (Figur 11). Figuren viser også at det er en tendens til høye nivåer i april-mai og november, som er måneder hvor svevestøv fra vei generelt bidrar til nivåene i Narvik. I 2016 ble det også målt overskridelse av grenseverdiene for PM_{10} -konsentrasjoner på målestasjonen i Narvik.



Figur 10: Årsmiddel av støvnedfall i perioden 2006 til 2022. Figur mottatt fra LKAB. Enhet: g/m² pr. 30 dager



Figur 11: Målt støvnedfall (g/m² pr. 30 dager) i 2016 per måned. Prosenten angir jerninnholdet i prøvene. Figur mottatt fra LKAB.

Nedfallsprøvene tas over en 28-dagers periode og korrigeres for å regnes om til et 30-døgns middel etter kravet i utslippstillatelsen. 28-døgnsperiodene i 2022 er vist i Tabell 1. Innsamlet støvprøve filtreres og tørkes på filter ved ca. 110°. Dette betyr at organisk materiale vil bli medbestemt i den mengde støv som veies. Kravet i utslippstillatelse omfatter bare mineralsk andel.

Tabell 1: Perioder for prøvetaking med passive prøvetakere. Alle perioder er 28 dager.

Periode navn	Antatt dato utsetting	Dato uttak
Januar*	(desember 2021, 28 dager)	17.01.2022
Februar*	17.01.2022	14.02.2022
Mars*	14.02.2022	14.03.2022
April*	14.03.2022	11.04.2022
Mai*	11.04.2022	09.05.2022
Juni*	09.05.2022	07.06.2022
Juli*	07.06.2022	05.07.2022
August_1*	05.07.2022	02.08.2022
August_2*	02.08.2022	30.08.2022
September*	30.08.2022	27.09.2022
Oktober*	27.09.2022	25.10.2022
November*	25.10.2022	22.11.2022
Desember*	22.11.2022	20.12.2022

4 Utslippsoverslag og analyse av tilgjengelige data

4.1 Overslag for utslipp i 2022 fra standardutslippsfaktorer fra EEA/EMEP Guidebook (2019)

EEA/EMEP air pollutant emission inventory Guidebook (European Environmental Agency (EEA), 2019) oppgir utslippsfaktorer for utvinning og håndtering av mineraler (2.A.5.a) og for lagring, håndtering og transport av mineralprodukter (2.A.5.c) og metallprodukter (2.C.7.d). Sistnevnte standard har utslippsfaktorer for kontrollert og ukontrollert lager og ukontrollert håndtering av materialer. Disse utslippsfaktorene er utviklet spesifikt for jernmalm gjennom studier i Nederland og USA.

Utslippsfaktorene er oppgitt som en verdi med et øvre og nedre estimat som er henholdsvis det dobbelte og halvparten av utslippsfaktoren. I beregningen av utslipp fra utslippsfaktorer er det antatt at det håndteres totalt 18 millioner tonn jernmalm. For tilsatsmaterialet er det antatt 580 000 tonn årlig og at det er totalt 3 mål (3000 m²) med areal for lager av materiale.

Tabell 2: Utslipp av TSP («Total Suspended Particles») fra angitte prosesser og materialer beregnet fra standardutslippsfaktorer fra EEA/EMEP Guidebook (2019). Utslippsfaktorene for PM₁₀ og PM_{2,5} er for alle prosesser utenom «transfer point» gitt som halvparten (PM₁₀) og en 20-del (PM_{2,5}) av utslippet av TSP. For «transfer point» er utslippet av PM₁₀ ca. 1/3 og PM_{2,5} ca. 1/10 av utslippet av TSP. (*) For «transfer point» er øvre utslippsestimat gitt som faktor for tørt materiale og nedre estimat for vått materiale. Hektar ha=10 000 m².

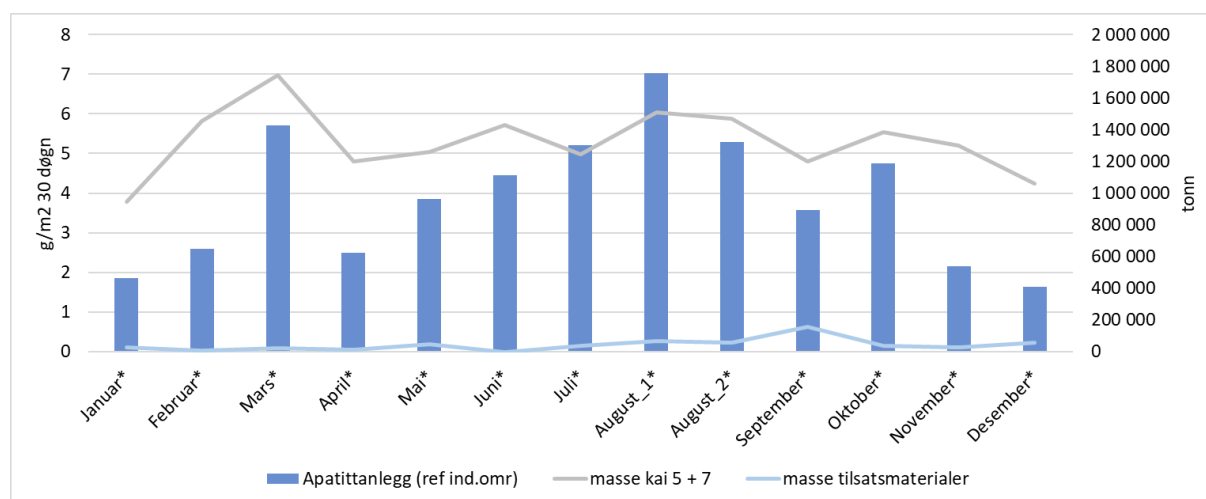
Materiale	Prosess	Utslippsfaktor	Beregnet utslipp (tonn/år)	Øvre utslipps-estimat (tonn/år)	Nedre utslipps-estimat (tonn/år)	EEA/EMEP referanse
«metal products»	«Uncontrolled handling»	4 g/tonn	72	144	36	2.C.7.d
«mineral products»	«Uncontrolled storage»	16,4 tonn/ha/år	4,9	9,8	2,5	2.A.5.c
«mineral products»	«Uncontrolled handling»	12 g/tonn	7	13,9	3,5	2.A.5.c
«minerals other than coal»	«transfer point»	1,5 g/tonn (tørr) 0,07 g/tonn (våt)		0,87 (*)	0,041 (*)	2.A.5.a

Fra håndtering av jernmalm og håndtering og lager av tilsatsmateriale kan utslippet estimeres til 86 tonn TSP per år med et øvre estimat på 171 tonn og et nedre estimat på 42 tonn. Dette tilsvarer 43 tonn PM₁₀ med et øvre estimat på 86 tonn og et nedre på 21 tonn. Med et årlig totalt punktutslipp på rundt 4 tonn betyr dette at det diffuse utslippet etter EEA/EMEP utslippsfaktorer kan være inntil 10 ganger større enn punktutslippene. Utslippestimatet for tilsatsmaterialer alene er 12 tonn TSP (lager og håndtering) med et øvre estimat på 24 tonn og et nedre på 6 tonn, tilsvarende 6 tonn PM₁₀ (øvre/nedre estimat på 12 og 3 tonn).

I denne analysen er disse utslippsfaktorene og utslippsberegningene kun benyttet som et sammenligningsgrunnlag mot beregnede utslipp. Utslippene er beregnet fra spredningsberegninger og målt avsetning etter metoden beskrevet i kap. 5.3.

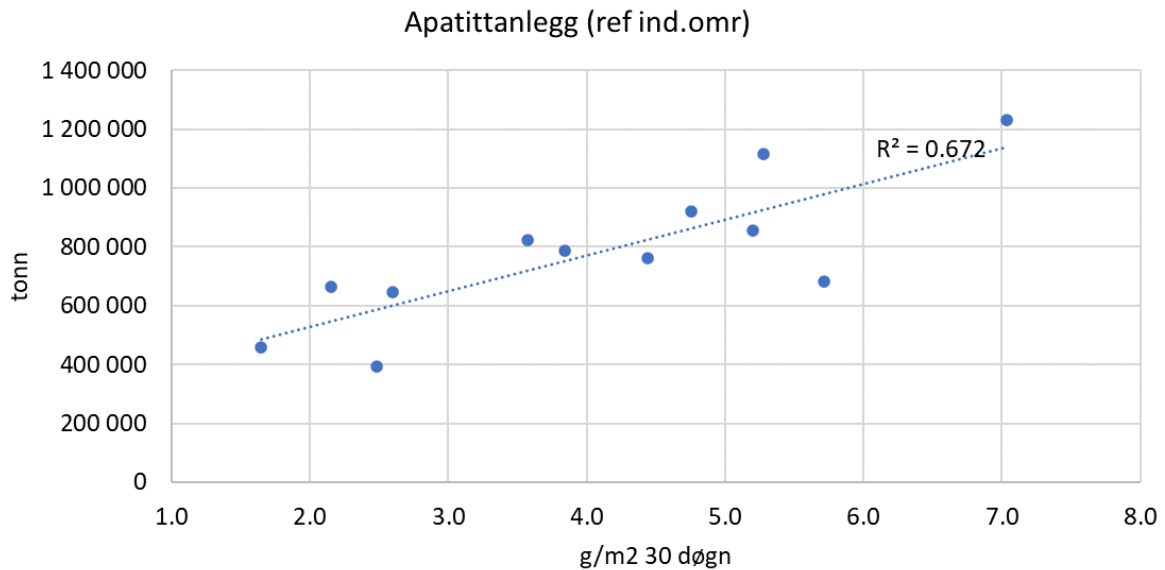
4.2 Analyse av aktivitetsdata, vinddata og måledata for 2022

NILU har mottatt data for mengde jernmalm som ble lastet om bord på skip fra kai 5 og kai 7 i 2022. Disse dataene har 5-minutts oppløsning. I tillegg er det opplyst med 10-minutts oppløsning når transportbånd fra kai 3 og 4 var i drift. Dette sammen med opplysninger om mengde tilsatsmateriale per døgn er benyttet for å estimere en timesvariasjon av lossing av tilsatsmateriale. Lastingen av jernmalm aggregeres også til timesoppløsning. Figur 12 viser en sammenstilling av målt avsetning inne på industriområdet (Apatittanlegget) og mengden masse som er lastet/losset innenfor hver periode. Merk at Januar* viser aktivitet fra 1.1.2022 til 17.01.2022, mens nedfallsprøven inneholder støv som er generert fra ytterligere 11 døgn i desember 2021. I figuren mangler også perioden fra 20.12.2022 og ut året.



Figur 12: Figuren viser total masse i 2022 som er lastet/losset om bord på skip (grafer, høyre skala) sammenstilt med målt avsetning (stolper, venstre skala, enhet g/m² 30 døgn) ved Apatittanlegget som er referansepunkt på industriområdet.

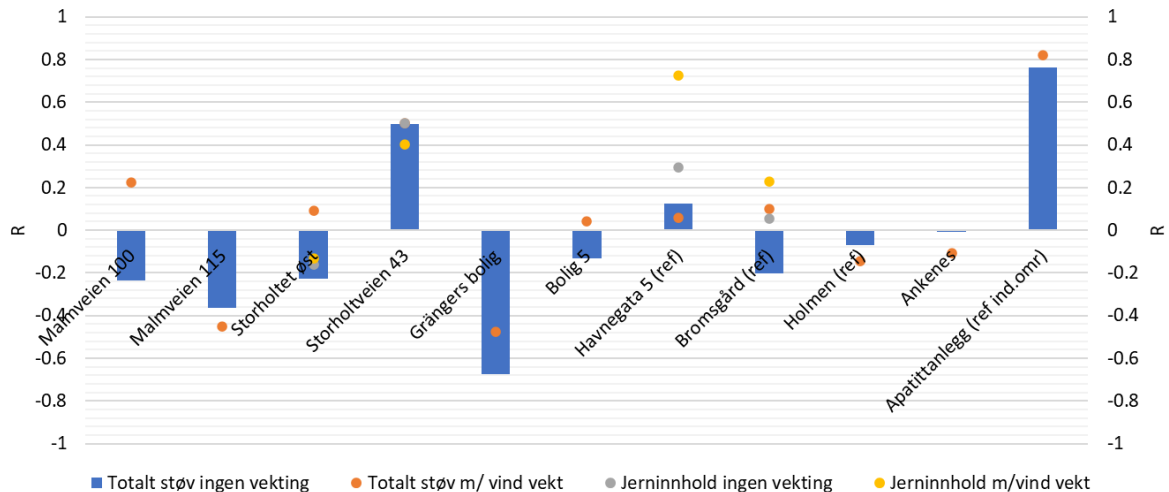
Ved målestasjonen for meteorologi i Narvik sentrum måles også vindretning, vindstyrke, nedbør og temperatur på timesbasis (se Figur 9 for plassering). Videre er aktiviteten vektet med når det blåser fra relevant retning. For Malmveien 100, 115, Storholtet øst, Storholtveien 43, Grängers bolig, Bolig 5 og Bromsgård er dette vurdert som vind fra sør-vestlig sektor. For Holmen og Ankenes fra nord-østlig sektor, Havnegata fra vestlig sektor og for Apatittanlegget fra 180 grader sørlig sektor.



Figur 13: Figuren viser total masse som er lastet om bord på skip ved kai 5 og 7 i timer hvor det blåser fra sørlig vindsektor (mellom 90 og 270 grader) sammenstilt med målt avsetning (g/m² 30 døgner) ved Apatittanlegget som er referansepunkt på industriområdet. Disse størrelsene viser relativt god korrelasjon med en koeffisient på $R^2 = 0,67$ eller $R = 0,82$. Januar*-perioden er ikke inkludert her.

Figur 14 viser Pearsons korrelasjonskoeffisient mellom aktivitet (dvs. mengden masse losset og lastet) og målt avsetning på hvert målepunkt. Korrelasjonskoeffisienten angir hvor godt to variabler korrelerer (samvarierer) lineært. Tilsvarende viser figuren også korrelasjonen mellom målt avsetning og jernmalmaktivitet.

Figuren viser at det er en positiv korrelasjon mellom aktivitet og målt avsetning av totalt støv ved Apatittanlegget, Storholtveien og til dels Havnegata. Korrelasjonen er negativ ved både Malmveien 100 og 115, Grängers bolig, Bolig 5 og Storholtet øst selv om de tilsynelatende har tilsvarende beliggenhet til industrianlegget. Malmveien 100 og Storholtet øst har positiv korrelasjon når det tas hensyn til vindretning. Havnegata har en svært god korrelasjon mellom aktivitet og jerninnhold når det tas hensyn til vindretning. Merk at Havnegata mangler data for August_2* og September* i 2022. Det er negativ korrelasjon mellom aktivitet og målte PM₁₀-konsentrasjoner på målestasjonen for luftkvalitet (Sentrum/ Kongens gate, ikke vist i figuren) for disse måleperiodene. Det er heller ingen vesentlig positiv korrelasjon mellom timesverdier for aktivitet og luftkonsentrasjoner på målestasjonen.



Figur 14: Pearson korrelasjonskoeffisient (R) for aktivitet og målt nedfallstøvn (totalt), målt jernholdig støvn med og uten vektning for vindretning. Januar*-perioden er ikke inkludert her.

Med unntak av Havnegata er det ingen vesentlig korrelasjon mellom tilsatsmaterialer og lossing. Ved Havnegata er det en god positiv korrelasjon for magnesium og lossing av dolomitt og olivin, men datagrunnlaget er svært begrenset så det er ikke grunnlag for å konkludere (kun 5 perioder med både lossing og kjemisk sammensetningsmålinger). Dessuten er det en ikke uvesentlig andel magnesium i jernmalm og korrelasjonen mellom avsatt jern og lasting er også god ved Havnegata.

5 Metode og inngangsdata til spredningsberegningene

5.1 Meteorologi og spredningsberegninger

FLEXPART er en Lagrangsk atmosfærisk sprednings- og dispersjonsmodell som beregner spredning av partikler/sporpakker basert på meteorologiske data fra en værvarslingsmodell. Modellen ble opprinnelig laget for å blant annet studere utslipp, spredning, desintegrasjon og avsetning av radionuklider etter Tsjernobylkatastrofen. NILU er og har vært en viktig bidragsyter i utviklingen av FLEXPART², som har et stort internasjonalt nettverk av brukere og utviklere.

Kildekoden til FLEXPART (Pisso et al., 2019; Stohl et al., 2005) blir kontinuerlig utviklet av et internasjonalt miljø av forskere. Modellen eksisterer i mange versjoner og har mange anvendelser fra globale til lokale. Innen det lagrangske rammeverket blir luftpakker eller partikler sluppet ut og sporet. Disse kan representere enten utslipp eller målte konsentrasjoner og kan ekvivalent spores enten forover (fra en kilde) eller bakover i tid (fra en observasjon). Partiklene følger luftstrømmene med perturbasjoner fra turbulens. For lokal til regional skala (<100km) er FLEXPART-WRF den best egnede modellen (Brioude et al., 2013), da den har spesifikke innstillinger for turbulens som gjør den mer nøyaktig på høyoppløst skala. Flexpart-WRF er en versjon som er spesialtilpasset meteorologien som kommer fra modellen WRF³ (**W**eather **R**esearch and **F**orecasting). Flexpart kan modellere både tørr og våt avsetning til overflater. Avsetning for partikler tar hensyn til størrelsesfordeling og sammensetning og er beskrevet i detalj i (Grythe et al., 2017).

Som inngangsdata til Flexpart er det utført egne meteorologiske beregninger for 2022 med WRF (Weather Research and Forecasting model). WRF er en fritt tilgjengelig meteorologimodell utviklet ved NCAR, USA (Skamarock et al., 2019). Til studier er det en mulighet å nøste med gradvis finere romlig oppløsning. I denne studien er modellene nøstet tre ganger, først med en gridboksoppløsning på

² Se <http://flexpart.eu> for ytterligere informasjon.

³ <https://www.mmm.ucar.edu/weather-research-and-forecasting-model> [besøkt 4. februar 2022].

15×15 km², deretter med 3x3km² og til slutt et indre modellområde på 1x1km². Det indre modellområdet er på ca. 100 x 100 km² og dekker domenet for spredningsberegningene med god margin.

5.2 Karakterisering av utslippet

Utslippene ved LKAB kan deles inn i 3 hovedkategorier:

1. Punktutslipp fra piper eller ventiler hvor utslippet måles gjennom akkrediterte målinger, estimeres og rapporteres til norske miljømyndigheter. For 2022 var totalt partikulært utslipp fra punktutslippene på 3,8 tonn. Partikkelstørrelse kan forventes å være mindre enn PM₁₀.
2. Utslipp ved laste- og losseaktiviteten. Det største utslippet antas å være når massen slippes fra transportbånd til Kai 5 og 7 og ned i lasterommet på skipet. Det er også et utslipp når tilsatsmateriale hentes (med grabb på gravemaskin e.l.) fra skip og slippes i hopper til transportbånd (TR301) på kai 3/4. Disse utslippene kan grovt estimeres fra generiske utslippsfaktorer (EMEP se kap. 4.1), men usikkerheten er svært høy i disse estimatene. Utlasteren ved Kai 7 er innebygget med et støvavsug, og kan forventes å gi mindre støvflukt enn lasteren ved Kai 5, men det finnes ingen dokumentasjon på dette. På begge kaier slippes produktet og faller noen meter i friluft fra utlaster og ned i skipets lagerrom. Denne operasjonen genererer betydelig støvflukt fra begge kaier.
3. Andre diffuse utslipp. Dette innbefatter en rekke prosesser som dropp fra og mellom transportbånd, støving når materialet håndteres med anleggsmaskiner inne på området, støvflukt fra siktestasjon, transportbånd, SILA-tunnelen og andre prosessbygg⁴, støvflukt fra lager og oppvirvling av avsatt støv på område ved vind og trafikk med biler og anleggsmaskiner. Disse utslippene er ukjente og avhenger av en rekke forhold. Det opplyses at høy temperatur på materialet tidvis kan gi overtrykk i anlegget som øker diffuse utslipp fra byggene.

Sammen med spredningsforholdene, er det for beregningene av avsetning viktig å vite størrelsen på partiklene som virvles opp ved lasting og lossing, da dette i stor grad avgjør hvor lenge partiklene forblir luftbårne og derfor hvor de avsettes. Partikler med aerodynamisk størrelse 50-100 µm vil i hovedsak lande på eller nær anlegget, mens partikler på under 2 µm kan forbli luftbårne i ukesvis. Det finnes ikke målinger av størrelsesfordelingen til støvutslippet ved lasting/lossing til skip i Narvik.

NILU har blitt forelagt en konfidensiell rapport med målinger fra Malmberget og Kiruna som gir en størrelsesfordeling i og rundt disse anleggene. Typisk viste målingene en bred størrelsesfordeling fra 1 til 32 µm (som er den øvre grense for måleinstrumentet) rett nedstrøms kilden⁵. Målingene viste at de store partiklene dominerer massen nær kilden. 1 km nedstrøms kilden har de større partiklene blitt avsatt og massefordelingen har sitt maksimum rundt 5 µm.

Med utgangspunkt i tallene som er forelagt er det skjønnsmessig vurdert at masseforholdet mellom de største partiklene (TSP' opp til ca. 40 µm) og PM₁₀ er 50/15, at forholdet mellom PM₁₀ og PM_{2,5} er 15/2. Dette gir fordelingen 75% TSP', 22% PM₁₀ og 3% PM_{2,5} som antas å være størrelsesfordelingen på utslippet.

Flexpart antar en logaritmisk normalfordeling av partiklene. Det er med andre ord ikke mulig å representere en bred ikke-logaritmisk normal størrelsesfordeling ved én enkelt størrelsesfordeling i beregningene. På denne bakgrunn er størrelsesfordelingen fordelt på tre størrelseskategorier som videre er beregnet separat i Flexpart. Disse tre størrelseskategoriene er TSP' («Total Suspended

⁴ Haugene, Arild «LKAB Norge -Reduksjon av støv – Beskrivelse av tiltak», Sweco rapport 2016 (ikke åpent tilgjengelig)

⁵ Kilden var et «waste rock dumping area» (svensk: «sidobergsupplag»), et opplag av stein etter utvinning av malm.

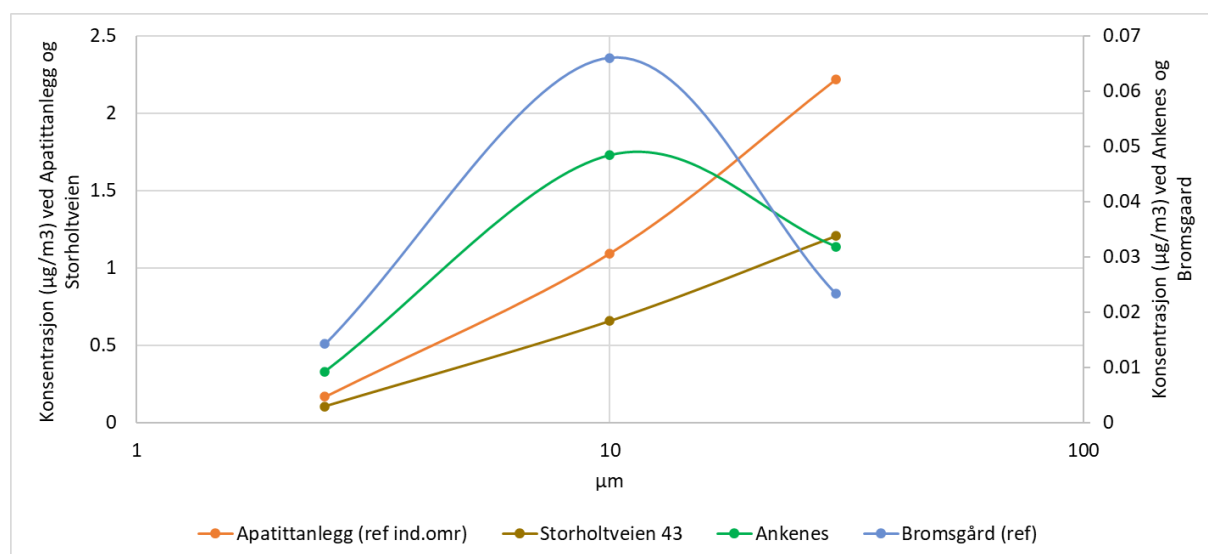
Particles» i størrelsesorden $30 \mu\text{m}$), PM'_{10} og $\text{PM}'_{2,5}$. Det er antatt at støvet har en midlere tetthet⁶ på 6 g/cm^3 og at midlere størrelse er 80% av maksimal størrelse. Dette gir fordelingene som angitt i Tabell 3. Merk at $\text{TSP} = \text{TSP}' + \text{PM}'_{10} + \text{PM}'_{2,5}$ og $\text{PM}_{10} = \text{PM}'_{10} + \text{PM}'_{2,5}$ hvor TSP og PM_{10} er alle størrelsesfraksjoner opp til den aktuelle fraksjonen.

Tabell 3: Antatt størrelse og fordeling av partikkelfraksjoner i spredningsberegningene med Flexpart. Eksempel på beregning av midlere størrelse: $4 \mu\text{m} = 30 \mu\text{m} / 6 * 80\%$, 6 er forholdet mellom tetthet til partiklene og referansepartikkelen på 1 g/cm^3 .

Benevning	Aerodynamisk diameter	Midlere størrelse hensyntatt tetthet	Andel i utslippet fra LKAB (s)
TSP'	$30 \mu\text{m}$	$4 \mu\text{m}$	75%
PM'_{10}	$10 \mu\text{m}$	$1.33 \mu\text{m}$	22%
$\text{PM}'_{2,5}$	$2,5 \mu\text{m}$	$0,33 \mu\text{m}$	3%

Alternativt kan fordelingen mellom TSP', PM'_{10} og $\text{PM}'_{2,5}$ følge av antagelsene som ligger til grunn for EEA/EMEP utslippsfaktorer hvor PM_{10} er antatt å være halvparten av TSP og $\text{PM}_{2,5}$ er $1/10$ av PM_{10} . Denne alternative fordelingen er, basert på målingene fra Malmberget og Kiruna, antatt å være mindre representativ for støvutslipp i Narvik, men denne fordelingen er diskutert og evaluert i kap. 6.4.

Figur 15 viser beregnet størrelsesfordeling ved 4 målepunkt basert på beregnet konsentrasjon i Flexpart og fordelingen i Tabell 3. Denne viser at målepunktet inne på industriområdet og like utenfor domineres av større partikler, mens PM_{10} og til dels $\text{PM}_{2,5}$ -fraksjonene er en relativt større andel av støvmassen lenger unna anlegget ved Ankenes og Bromsgård.



Figur 15 Størrelsesfordeling ved forskjellige målepunkt basert på Flexpart-beregninger og antagelsene om størrelsesfordeling av utslippskilden i Tabell 3. Merk at Ankenes og Bromsgård er vist på høyre akse, mens Apatittanlegget og Storholtveien 43 er på venstre akse. Det er benyttet kurvetilpasning (excel).

⁶ Antagelsen om midlere tetthet på 6 g/cm^3 bygger på tetthet til jern ($7,9 \text{ g/cm}^3$), 67% andel jern i pellets og at øvrige fraksjoner har en tetthet på ca. $2,5 \text{ g/cm}^3$ (kvarts har $2,65 \text{ g/cm}^3$).

Jernmalm i form av pellets inneholder ca. 67% jern, mens «fines» har et mer varierende innhold av jern (ca. 65% til 70%). Sammensetning ellers for jernmalm og tilsatsprodukter kan overordnet oppsummeres:

- Jernmalm: Jern 67%, silisiumoksid 0,8% til 2,6%, magnesiumoksid 0,52% til 1,4%. Nikkel 0,03%.
- Olivin: Mg, Si (Fe)
- Dolomitt: Ca, Mg
- Kvartsitt: Si

5.3 Metode for beregning av utslipp fra målt avsetning

Utslipet er definert geografisk som et volum, rektangulært i horisontalplanet, som dekker deler av havneområdet og kaianlegget. I dette volumet plasseres det partikler på tilfeldig sted med størrelse fra angitt fordeling (TSP', PM₁₀' eller PM_{2,5}'). Massesummen av alle partiklene tilsvarer et enhetsutslipp på 1 kg over perioden som gir konsentrasjoner i ng/m³ og avsetning i ng/m². Utslipet er i beregningen konstant i tid, men tidsvariasjonen fra aktivitetsdata tas inn i post-prosesseringen av resultatene. Utslipet for hver periode estimeres basert på forholdet mellom målt og beregnet avsetning. Den målte avsetningen korrigeres for målt jerninnhold. Det estimerte utslippet benyttes for å skalere beregnet konsentrasjonsfelt. Til slutt legges det til et anslag for bakgrunnskonsentrasjonen for å beregne totalkonsentrasjonen i området. Metoden bygger på en tidligere studie som NILU har utført for Boliden (Grythe et al., 2021).

Med denne tilnærmingen vil spredningen nær utslippspunktene være relativt grovt beskrevet. Dette kan raffineres ved mer kunnskap om de forskjellige utslippskildene på anlegget.

Beregningene med Flexpart-WRF er utført for tre størrelsesfraksjoner som angitt i kap. 5.2. Sentralt i analysen er antagelsen om fordelingen mellom disse størrelsesfraksjonene.

Som analysen i kap. 4 viser er det best korrelasjon mellom aktivitet og målt jerninnhold ved Storholtveien 43 og Havnegata, for Havnegata særlig når det tas hensyn til vindretning. I tillegg tenderer beregningene mot en overestimering av avsetningen ved Storholtveien 43 og en underestimering ved Havnegata. Overestimeringen ved Storholtveien 43 skyldes at værmodellen (WRF) har 1x1 km² oppløsning og ikke er i stand til å fange opp den mer detaljerte topografien rundt anlegget, spesifikt den bratte veggen mot plataet som Storholtet øst og Storholtveien 43 ligger på. Det gjør at modellen overestimerer transporten og avsetningen hit. På den annen side er Havnegata et målepunkt som trolig er betydelig påvirket av andre kilder, særlig veitrafikk, til dels gjennom nærhet til E6. Å ta med begge disse punktene balanserer derfor til en viss grad «biasen» i metoden og disse to målepunktene er benyttet for å estimere utslippet som angitt.

I det følgende er metoden beskrevet presist gjennom noe enkle ligninger. For målepunktene Storholtveien 43 og Havnegata er avsetningen fra enhetsutslippet beregnet som

$$D_{T,i}^t = D_{w,i}^t + D_{d,i}^t \quad (1)$$

hvor $D_{T,i}^t$ er summen av våt (w) og tørr (d) avsetning for en gitt partikkelstørrelsesfordeling i per time t . For å regne ut total avsetning per time vektes avsetningen med antatt fordeling av partikler i størrelsesfraksjonene TSP', PM₁₀' og PM_{2,5}':

$$D_T^t = \sum_i D_{T,i}^t s_i \quad (2)$$

For å regne ut total avsetning over en periode vektes denne avsetningen med aktiviteten per time a^t og summeres over perioden:

$$D_T = \sum_t D_T^t a^t \quad (3)$$

som gir total avsetning i punktet. Aktiviteten er beregnet ved

$$a^t = \frac{m^t}{\sum m^t} N^t \quad (4)$$

hvor m^t er total mengde jernmalm og tilsatsmaterialer lastet og losset per time og N^t er antall timer i perioden aktiviteten beregnes. For å kunne skalere avsetningen med aktiviteten må det antas at transporttiden fra utslippspunktet er relativt liten. Transporttiden til målepunktet Bromsgård (ref) er litt over en halvtime ved 1 m/s vind, så denne antagelsen er antatt å være rimelig innenfor rekkevidden til målepunktene.

Den beregnede avsetningen D_T sammenlignes så med den *korrigerte* målte avsetningen ved Havnegata og Storholtveien 43. Avsetningen er korrigert med den prosentvise mengden jern, f_d^M , som er målt over perioden (varierer fra ca. 8% til 60%), men det er også hensyntatt at pellets inneholder ca. 67% jern, f_p , og at noe av støvet fra håndtering av pellets og fines vil inneholde andre støvkomponenter. Denne korreksjonen reduserer støvavsetningen med mellom 35% (Storholtveien 43) og 75% (Havnegata) i gjennomsnitt. Korreksjonen ser bort i fra eventuelle bidrag fra tilsatsmaterialer.

Det er antatt at noe av jernstøvet som er avsatt i nedfallsprøvene kommer fra andre kilder enn LKAB direkte. Målinger som NILU foretok ved veinære forhold i Drammensområdet viste et jerninnhold på 2-3%⁷. En bakgrunnsstasjon med lavere innslag av veistøv kan ha en noe høyere fraksjon. Det er antatt at tidligere avsatt støv på bakken, som virvles opp, trolig vil inneholde mer jern i Narvik enn i andre områder på bakgrunn av virksomheten med transport og håndtering av jernmalm siden 1902 (Tønnesen, 2018). Bakgrunnsnivået, f_b , er derfor antatt å være 10%.

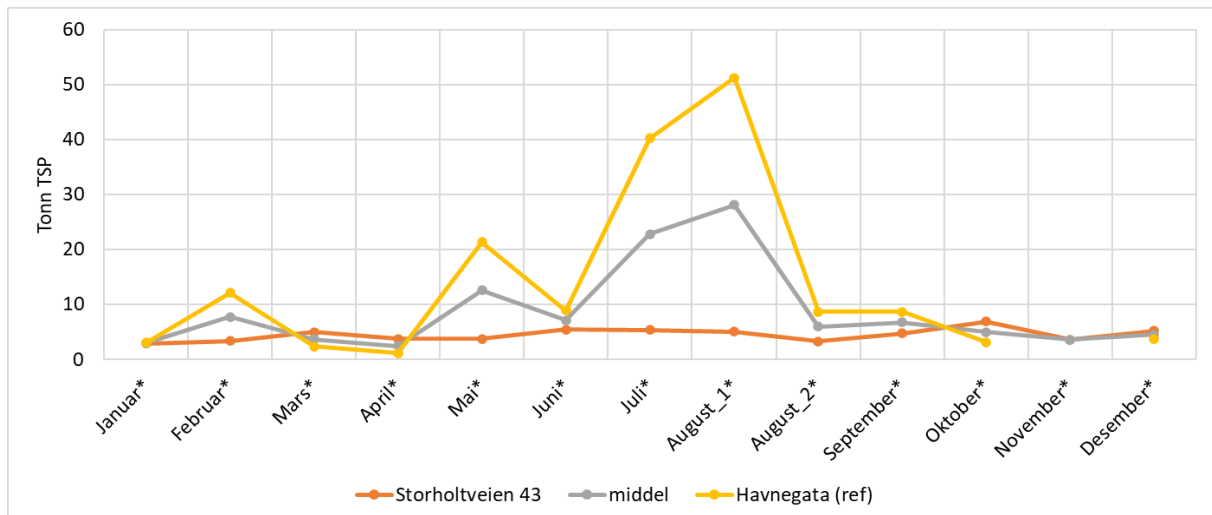
Totalutslippet E_T over hver periode estimeres ved hvert målepunkt som forholdet mellom målt avsetning og beregnet avsetning.

$$E_T = \frac{D_T^M (f_d^M - f_b) / f_p}{D_T} \quad (5)$$

Den målte avsetningen, D_T^M , er korrigert for jerninnhold som beskrevet over og fratrukket bakgrunnsnivået. Resultatet for totalt utslipp E_T for målepunktene Storholtveien 43 og Havnegata for alle perioder er gitt i Figur 16. Merk at Havnegata mangler målinger av kjemisk sammensetning i August_2* og September* og at disse månedene er gitt en snittverdi av øvrige måneder fratrukket de to høyeste og laveste verdiene. I November* ble jerninnholdet målt til 7,5% ved Havnegata og bidraget fra LKAB er satt til 0 i denne perioden.

Det er til slutt beregnet et månedlig aritmetisk middel av beregnet utslipp basert på de to målepunktene som er vist i figuren. Dette middelet er brukt som anslag for totalutslippet fra LKAB per periode.

⁷ Se blant annet NILU målerapporter U-5623-19, U-5508-19 og U-5508-20, 2019.



Figur 16 Estimert totalutslipp (TSP) for hver måleperiode basert på Storholtveien 43, Havnegata (ref) og middelerdien mellom de to.. For å skalere enhetsutslippet i beregningene er det beregnede «middel»-utslippet (grå linje) mellom Storholtveien 43 og Havnegata benyttet.

Med antagelsene gitt i Tabell 3 og utslippet beregnet etter ligningene over, er totalutslippet fra LKAB beregnet til 113 tonn TSP, 28 tonn PM₁₀ og 3,4 tonn PM_{2,5}. Dette anslaget for det totale utslippet (diffust utslipp og punktutslipp) av PM₁₀ er ca. 7 ganger større enn summen av punktutslippene fra LKAB. Anslaget er innenfor variabiliteten til utslippsberegningene ved EMEP utslippsfaktorer i Tabell 2. Merk at dersom punktutslippene fra LKAB i hovedsak er i PM_{2,5}-fraksjonen, så er dette anslaget noe lavt for PM_{2,5}.

Usikkerhetene i utslippsanslaget er foruten måleusikkerhet blant annet knyttet til antatt størrelsesfordeling, øvre partikkelstørrelse og bakgrunnsnivået for jern. Denne usikkerheten er behandlet i kap. 6.4. I tillegg er det usikkerhet til i hvilken grad WRF representerer faktisk meteorologi i 2022 (se kap. 6.1) og transporten nær utslippskilden.

5.4 Beregning av konsentrasjonsfelt

Flexpart gir et konsentrasjonsfelt fra et konstant enhetsutslipp. For å beregne middelkonsentrasjonen over perioden av størrelsesfraksjonen, i , vektes konsentrasjonen fra enhetsutslippet med aktiviteten, den antatte størrelsesfraksjonen (s_i) og utslippet E_T

$$C_i = \sum_t C_i^t a^t E_T s_i \quad (6)$$

Tilsvarende kan avsetningsfeltet beregnes. PM₁₀-konsentrasjonsfelt beregnes fra summen av C_{PM10} og $C_{PM2,5}$, siden beregnet konsentrasjon for hver størrelsesfraksjon i Flexpart bare tar høyde for en viss fordeling rundt den aktuelle størrelsen (og ikke hele spekteret fra TSP til PM_{2,5}).

5.5 Andre kilder og bakgrunnskonsentrasjoner

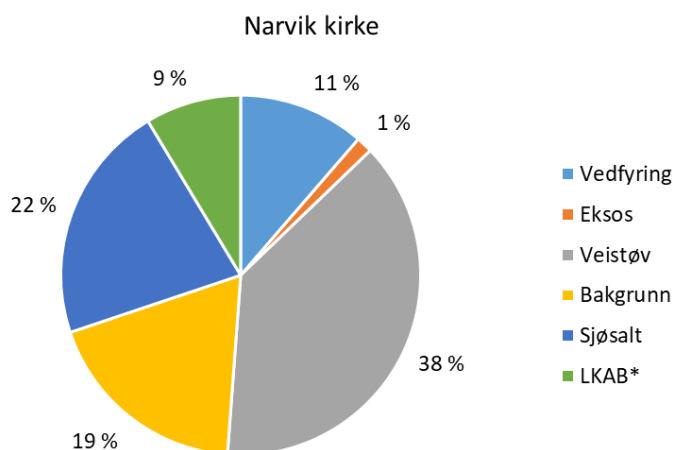
I Narvik er det flere andre kilder til svevestøvkonsentrasjoner av PM₁₀ og PM_{2,5}. Veistøv fra trafikk (slitasje og oppvirvling), veitrafikk eksos, vedfyring, skipstrafikk eksos, bygg- og anleggsvirksomhet, samt bidrag fra andre industrivirksomheter i Narvik.

Miljødirektoratets fagbrukertjeneste⁸ angir gjennomsnittlig (2017-2021) årsmiddelkonsentrasjon ved Narvik kirke til 8,6 µg/m³. Beregninger for 2022 er ennå ikke klare. Dette anslaget er basert på

⁸ <https://www.miljodirektoratet.no/tjenester/fagbrukertjeneste-for-luftkvalitet/>

spredningsberegninger foretatt ved Meteorologisk institutt med uEMEP og utslippsmodeller for vedfyring, veistøv og eksos. I tillegg er bidrag fra sjøsalt og langtransportert forurensning angitt. Industribidrag fra blant annet LKAB i Narvik er ikke inkludert i disse beregningene.

Figur 17 viser kildebidraget til årsmiddelkonsentrasjonen ved Narvik kirke. LKAB sitt bidrag er beregnet med Flexpart-WRF etter ligning (6) med utslipp beregnet etter ligning (5) og viser et bidrag på 9% med antagelsene som gitt over.



Figur 17: Bidrag fra vedfyring, eksos, veistøv, bakgrunn og sjøsalt til årsmiddelkonsentrasjonen ved Narvik kirke iht. beregninger fra fagbrukertjenesten (uEMEP) for årene 2017 til 2021. Bidrag fra LKAB er ikke inkludert i fagbrukertjenesten, men 9% er basert på beregningene (Flexpart-WRF) i denne studien.

Konsentrasjonen ved Narvik kirke anses å være representativ for by-bakgrunnsnivået i Narvik. Området har i beregningene en viss påvirkning fra E6 og andre trafikkerte veier, men ikke i samme grad som den veinære målestasjonen. Årsmiddelkonsentrasjonen på $8,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} og $3,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for $\text{PM}_{2,5}$ er lagt til beregningene som representativ for forurensningsnivået i by-området. Det betyr at spredningskartene er representative for områder som er moderat påvirket av forurensning fra veitrafikk, men at områder tett på veien vil være underestimert og områder langt unna Narvik sentrum overestimert. Fagbrukertjenesten oppgir 31. høyeste døgnmiddelkonsentrasjon PM_{10} ved Narvik kirke til $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Det er svært lite sannsynlig at det 26. høyeste døgn-bidraget fra LKAB sammenfaller med det høyeste døgnet for veitrafikk, og $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ er derfor ansett som et konservativt anslag selv om dette er for det 31. høyeste og ikke det 26. høyeste døgnet.

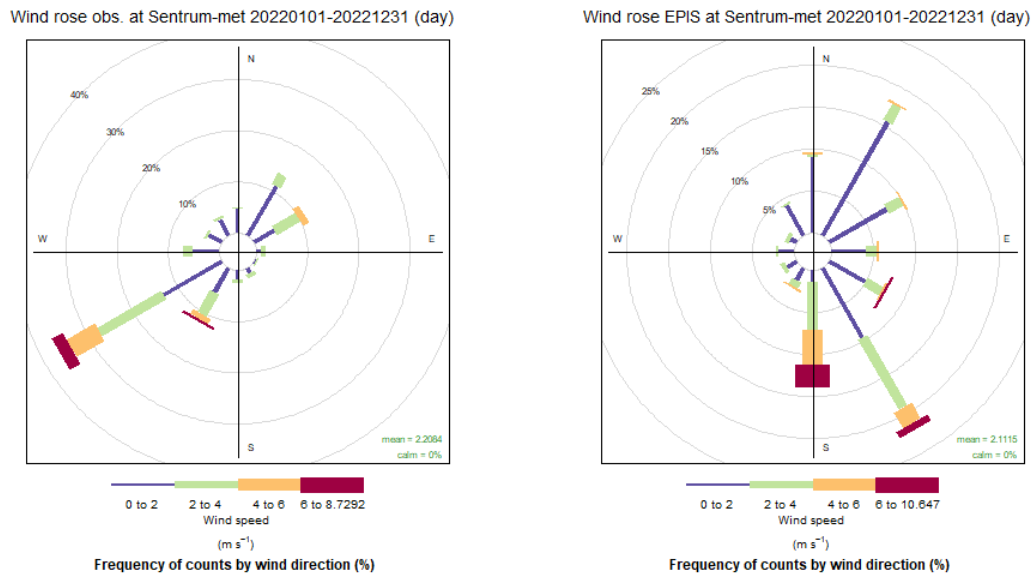
6 Resultat og diskusjon

6.1 Evaluering av meteorologiske beregninger

De meteorologiske parameterne som driver partikkeltransporten i Flexpart er bestemt av værsimuleringen med WRF for 2022. Denne har en oppløsning på $1 \times 1 \text{ km}^2$ som betyr at detaljerte topografiske forhold ikke fanges opp. En omfattende evaluering av værsimuleringene er gitt i Vedlegg A. Oppsummert er det generelt god korrelasjon mellom beregninger og målinger av temperatur, nedbør, vindhastighet og vindretning. Unntaket er for vindretning på Sentrum og Evenes målestasjoner. Målt vindrose ved Sentrum har en dominerende vindretning fra sør-vest og til dels fra nord-øst (Figur 18). Beregnet vindrose domineres av vind fra sør, sør-øst og nord-øst. Dette kan skyldes flere forhold. Lokaliseringen til værmasten er slik at vind fra sør kan dreie med de lokale topografiske forholdene. Vindforholdene nede i Narvik sentrum anses å være kompliserte og WRF er ikke i stand til

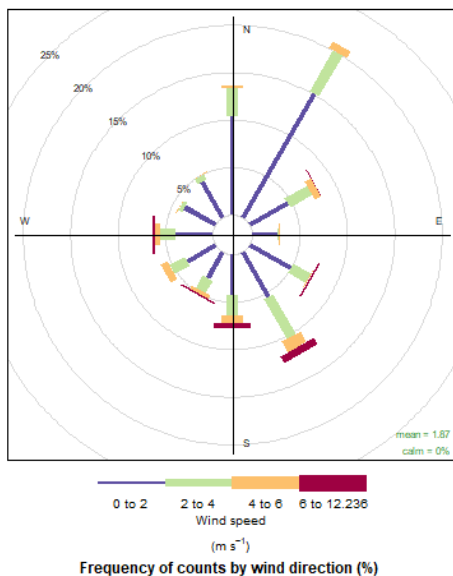
å fange dette opp i full grad. Vindrosene på Fagernesfjellet viser for øvrig mye bedre samsvar mellom målt og beregnet (se Vedlegg A). Figur 19 viser beregnet vindrose ved Narviks nedlagte lufthavn der målestasjonen for meteorologi tidligere var plassert. Denne rosen har et større innslag av vind fra sør-vestlig retning enn den beregnede vindrosen fra Sentrum.

Merk at for spredning av partikler er ikke bare vindretning vesentlig, men også vindstyrke, blandingshøyde og stabilitet. Høy vindstyrke gir generelt god fortykning av utslippene og lav konsentrasjon. Beregnet og målt vindstyrke ved Sentrum målestasjon korrelerer godt (se Vedlegg A).



Figur 18: Målt (venstre) og beregnet (høyre) vindrose for Sentrum målestasjon for 2022. Vindroser viser frekvensen av vind i tolv 30-graders sektorer, dvs. hvor ofte det blåser fra disse retningene sortert etter ulike hastighetsklasser. Enhet: prosent % og hastighet m/s. Merk ulik prosentkala i de to plottene.

Wind rose EPIS at Narviklufthavn-met 20220101-20221231 (hour)



Figur 19: Beregnet vindrose ved Narviks nedlagte lufthavn for 2022.

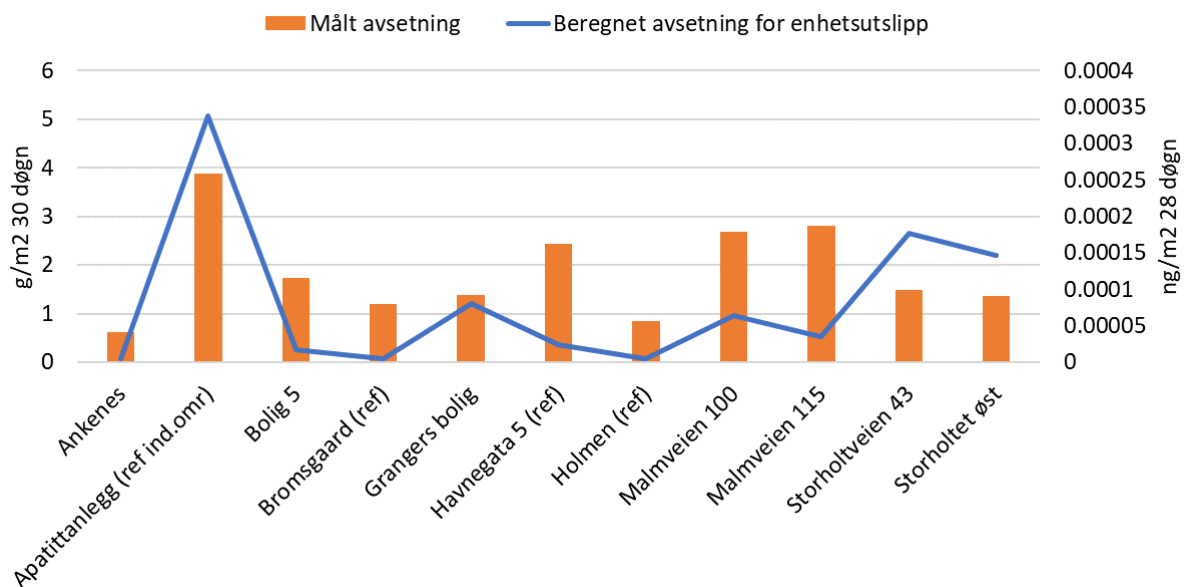
6.2 Beregninger av avsetning

Figur 20 viser en relativ sammenligning av målt avsetning og beregnet avsetning for enhetsutslippet (D_T) etter ligning (3). Figuren sier noe om hvor modellen beregner høy eller lav avsetning relativt til målingene, men tallverdiene er ikke sammenlignbare her. At modellen ligger relativt lavere enn enkelte av de forskjellige målepunktene skyldes at de er påvirket av andre kilder i varierende grad. Dette kan være oppvirvling av støv fra vei, organisk materiale (pollen f.eks.), sjøsalt og vedfyringspartikler. Havnegata står f.eks. i nærheten E6, ca. 200 meter fra tunnelmunningen og i et område med mye trær. Beregningene er kun for utslippet fra LKAB.

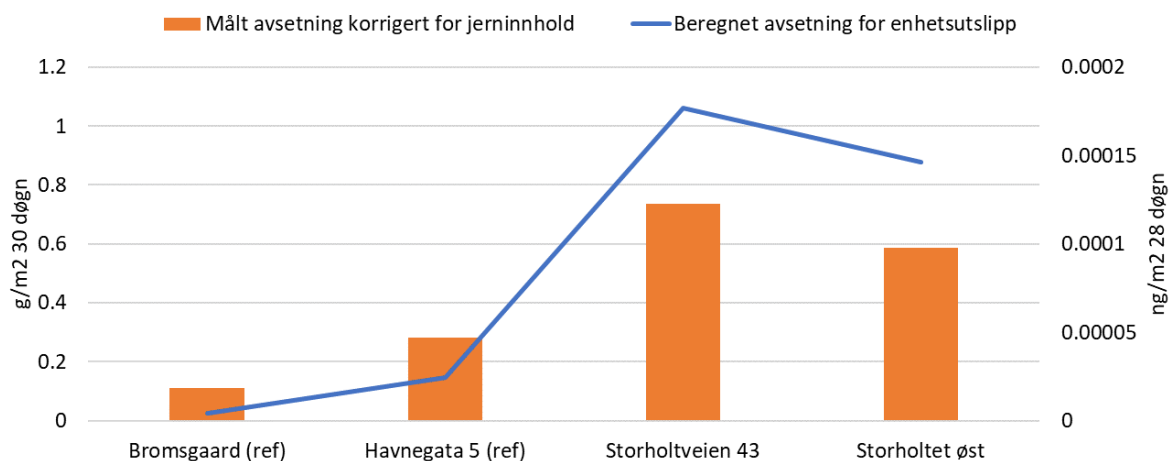
Værmodellen WRF er som nevnt ikke i stand til å fange opp den mer detaljerte topografien rundt anlegget, spesifikt den bratte veggen mot platået som Storholtet øst og Storholtveien 43 ligger på. Det gjør at modellen beregner relativt høyere avsetning enn målingene her.

I Figur 21 er tilsvarende sammenligning vist for målepunktene hvor jerninnholdet i prøvene er bestemt. Korrigert for jerninnhold er den relative forskjellen mellom målinger og beregninger ved blant annet Havnegata mindre.

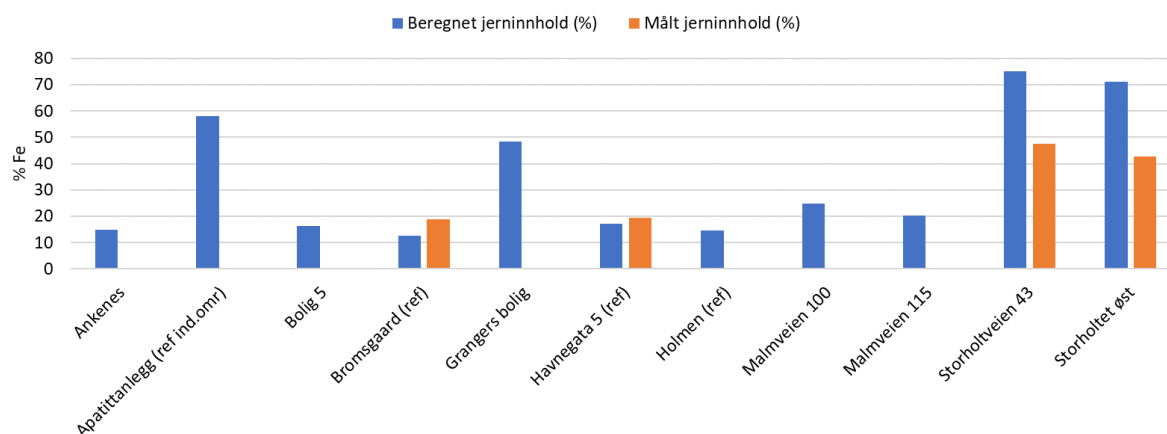
Figur 22 viser beregnet jerninnhold ved å bruke det estimerte middel-utslippet i Figur 16 og beregne jerninnholdet fra ligning (5). Målte størrelser for jern er tatt med der det finnes tilgjengelige data. Figuren viser at jerninnholdet er noe overestimert ved Storholtveien 43 og Storholtet øst. Dette skyldes den samme overestimeringen i konsentrasjon/avsetning som diskutert over. Apatittanlegget har et jerninnhold i underkant av 60% som regnes som plausibelt.



Figur 20: Relativ sammenligning av gjennomsnittlig målt og beregnet avsetning i 2022. Figuren sier noe om hvor modellen beregner høy eller lav avsetning relativt til målingene, men tallverdiene er ikke sammenlignbare her.



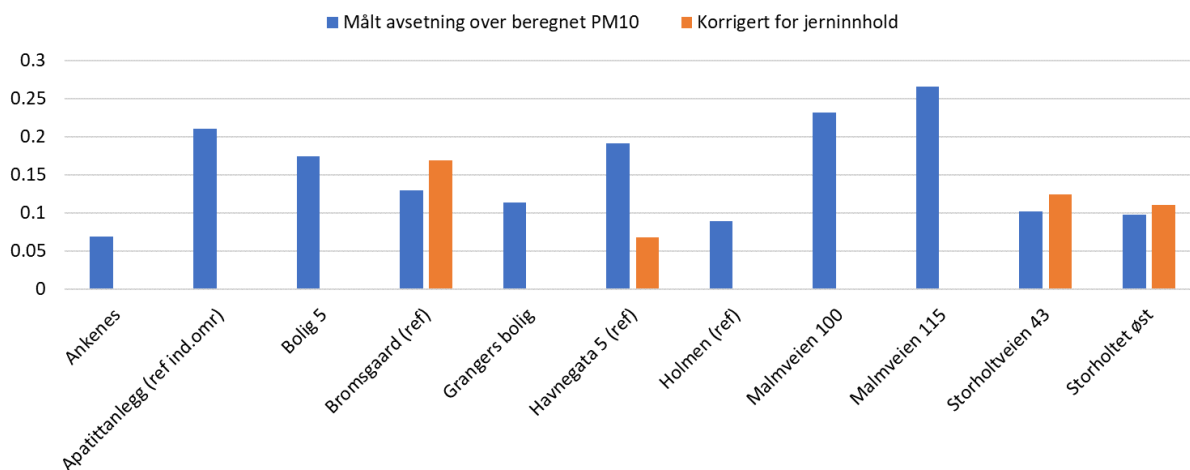
Figur 21: Relativ sammenligning av gjennomsnittlig målt avsetning korrigert for jerninnhold og beregnet avsetning i 2022. Figuren sier noe om hvor modellen beregner høy eller lav avsetning relativt til målingene, men tallverdiene er ikke sammenlignbare her.



Figur 22: Viser beregnet jerninnhold sammenlignet med målt jerninnhold der dette er tilgjengelig.

NILU har tidligere utført målinger i forbindelse med anleggsvirksomhet ved E6/Dovrebanen (Hak, 2015). Her ble det målt avsetning og konsentrasjoner på samme sted over samme tidsperiode. Målingene ved Morskogen ved Mjøsa viste typisk at forholdet mellom avsetning og PM₁₀ varierte mellom 0,06 og 0,1⁹. Figur 23 viser at dette forholdet er vesentlig høyere flere steder i Narvik som kan tyde på at det er en større andel større partikler i avsatt støv i Narvik enn ved anleggsvirksomheten ved E6. Men også det faktum at organisk andel er inkludert i avsetningsmålingene i Narvik kan påvirke. Ved Morskogen ble kun mineralsk andel bestemt. PM₁₀ er her bestemt som totalkonsentrasjon inkludert «bakgrunnsnivået» på 8,6 µg/m³ fra alle andre kilder (se Figur 25). Denne bakgrunnskonsentrasjonen vil i virkeligheten også kunne variere noe mellom de forskjellige prøvestedene.

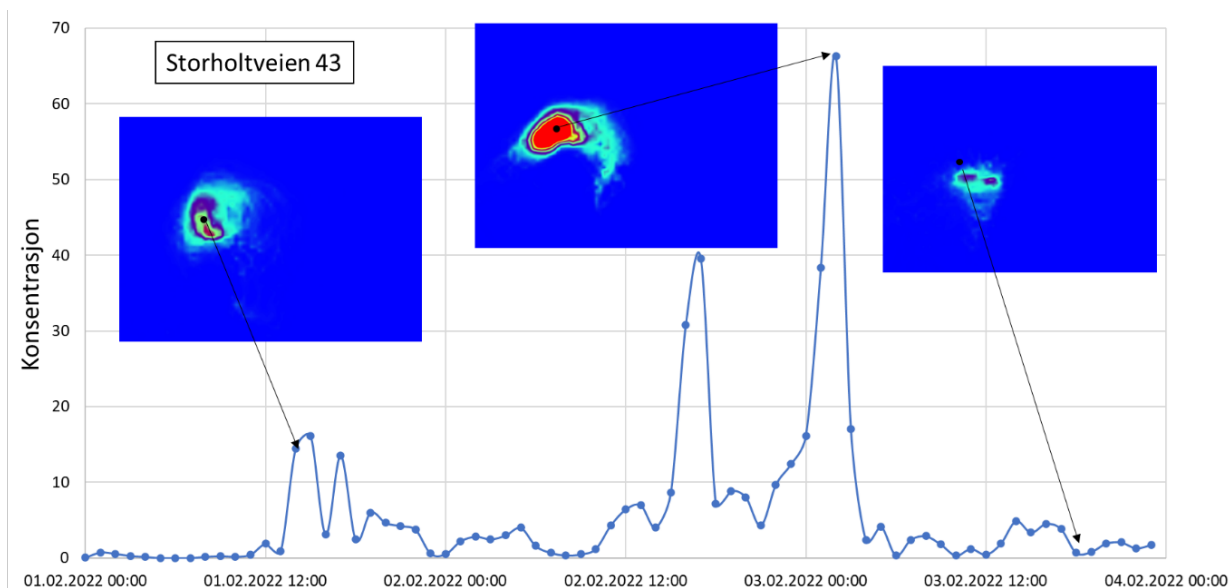
⁹ Dette forholdet har enhet 1000-meter over 30 døgn, hvis avsetning er gitt i g/m² per 30 døgn og konsentrasjon er gitt i µg/m³.



Figur 23: Forholdet mellom målt avsetning og beregnet PM_{10} -konsentrasjon. Enheten er ikke tatt med.

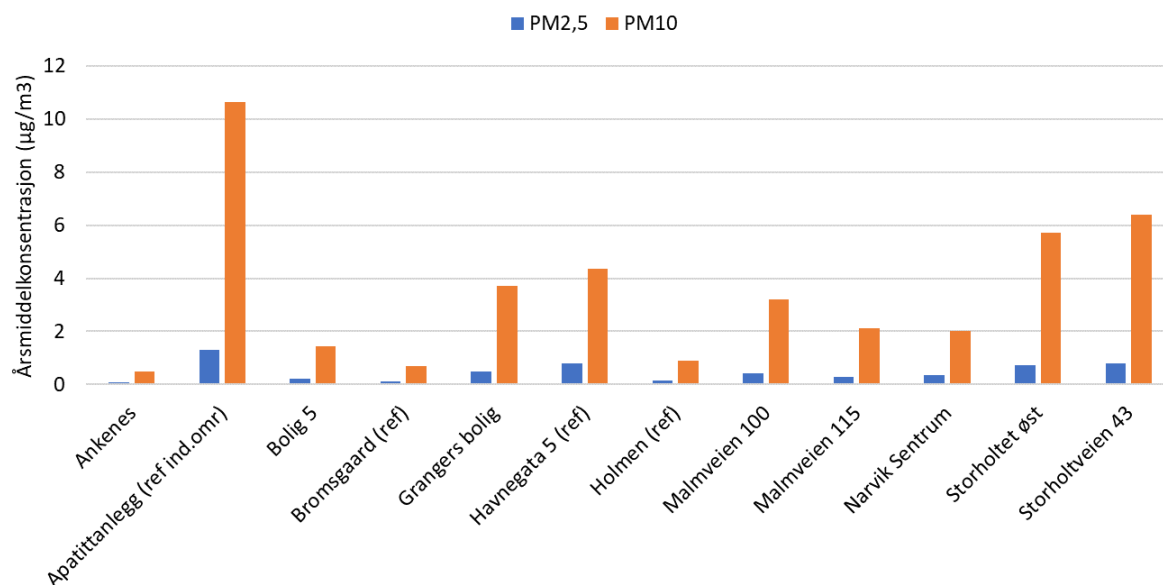
6.3 Spredningsberegninger for støv

Konsentrasjonsbidraget fra utslippet fra LKAB er bestemt fra beregnet konsentrasjonsfelt fra enhetsutslipp korrigert med ligning (6). Selv om enhetsutslippet er konstant i tid så vil konsentrasjonsfeltet variere betydelig med spredningsforholdene. Dette er illustrert i Figur 24 som viser noen «snapshots» av konsentrasjonsfeltet (timesmiddel) før korrigering med ligning (6) på forskjellige tidspunkt. I figuren er også posisjonen til Storholtveien 43 markert og grafen viser tidsvariasjonen på denne posisjonen.



Figur 24: Tre «snapshots» av konsentrasjonsfeltet for PM_{10} vist sammen med tidsvariasjonen i konsentrasjon ved posisjonen til Storholtveien 43 fra 1. til 4. februar 2022. Posisjonen til Storholtveien 43 er markert som en sort prikk med pil til korresponderende tidspunkt. Enheten er basert på enhetsutslipp og er derfor ikke relevant her.

Figur 25 viser årsmiddelkonsentrasjonen etter korrigering med ligning (6) på de forskjellige målepunktene for PM_{10} og $PM_{2,5}$ beregnet Storholtet øst og Storholtveien 43 og til dels Grangers bolig er forventet å ligge noe høyt siden de lokale topografiske effektene ikke er hensyntatt i detalj.

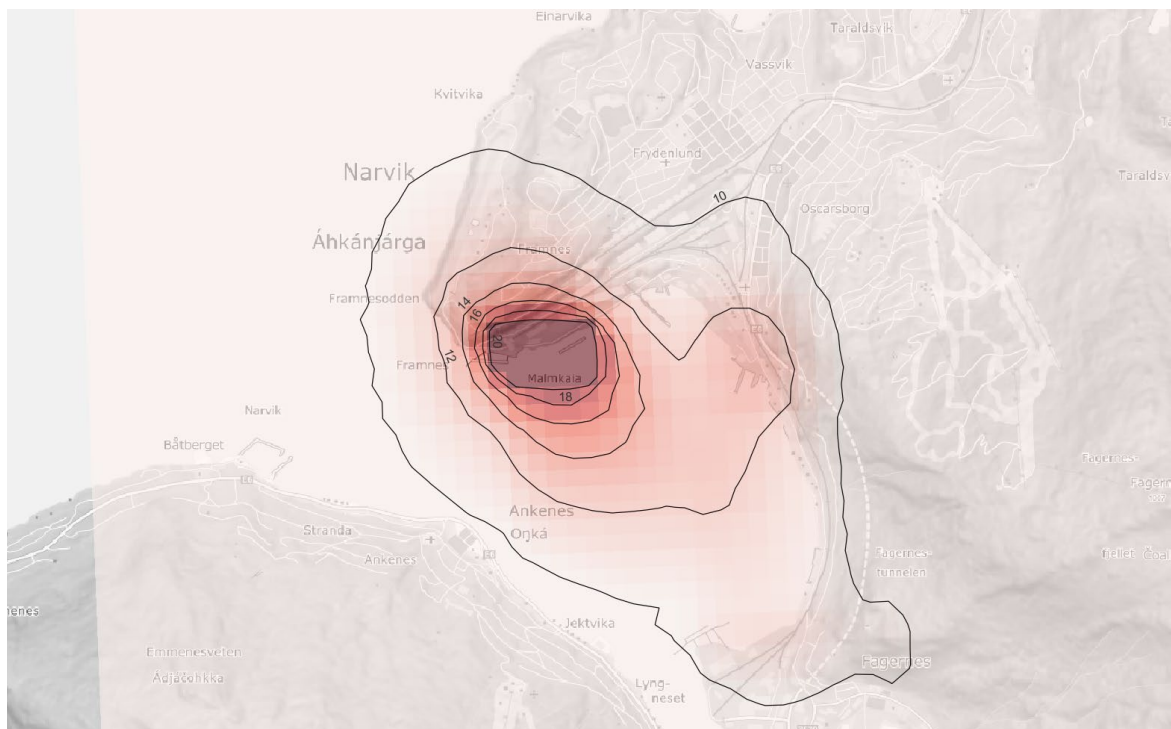


Figur 25: Beregnet årsmiddelkonsentrasjon for PM_{10} og $PM_{2,5}$ fra utslipp fra LKAB. Bidraget fra andre kilder er ikke regnet inn her.

Dersom vi legger konsentrasjonen ved Storholtveien 43 til grunn og antar nikkelinhold i pellets på 0,03%, er nikkelkonsentrasjonen her beregnet til ca. 2 ng/m³. Dette er 1/10 av målsettingsverdien i forskriften eller 1/5 av luftkvalitetskriteriet.

Årsmiddelkonsentrasjonen ved målestasjonen (Sentrum / Kongens gate) er beregnet til 2 µg/m³. Dette er 16% av målt årsmiddelkonsentrasjon eller 21% av målt årsmiddelkonsentrasjon grovfraksjon i 2022. Basert på analysen i kap. 3.1 hvor det er lite som tyder på et høyt bidrag til grovfraksjonen fra andre kilder enn veien, så kan 21% anses å være en noe høy prosent. Det beregnede konsentrasjonsbidraget fra LKAB vurderes slik sett å være på den konservative siden, det vil si at bidraget fra LKAB er beregnet til noe høyere enn forventet.

Figur 26 viser et kart over beregnet årsmiddelkonsentrasjon i Narvik. I dette kartet er bybakgrunnsbidraget på 8,6 µg/m³, dvs. bidrag fra alle andre kilder, lagt oppå beregnet konsentrasjon. Dette betyr at kartet ikke er representativt for de høyeste nivåene nær trafikkerte veier eller tunnelmunnninger. For disse nivåene henvises til Miljødirektoratets fagbrukertjeneste. Spredningskartet viser ingen overskridelse av årsmiddel grenseverdi for PM_{10} (20 µg/m³). Dog er konsentrasjonene innenfor LKABs industriområde og over sjøen like utenfor kaianlegget høyere enn 20 µg/m³, men der gjelder egne grenseverdier for arbeidsmiljø og ikke de generelle grenseverdiene for omgivelsesluft.

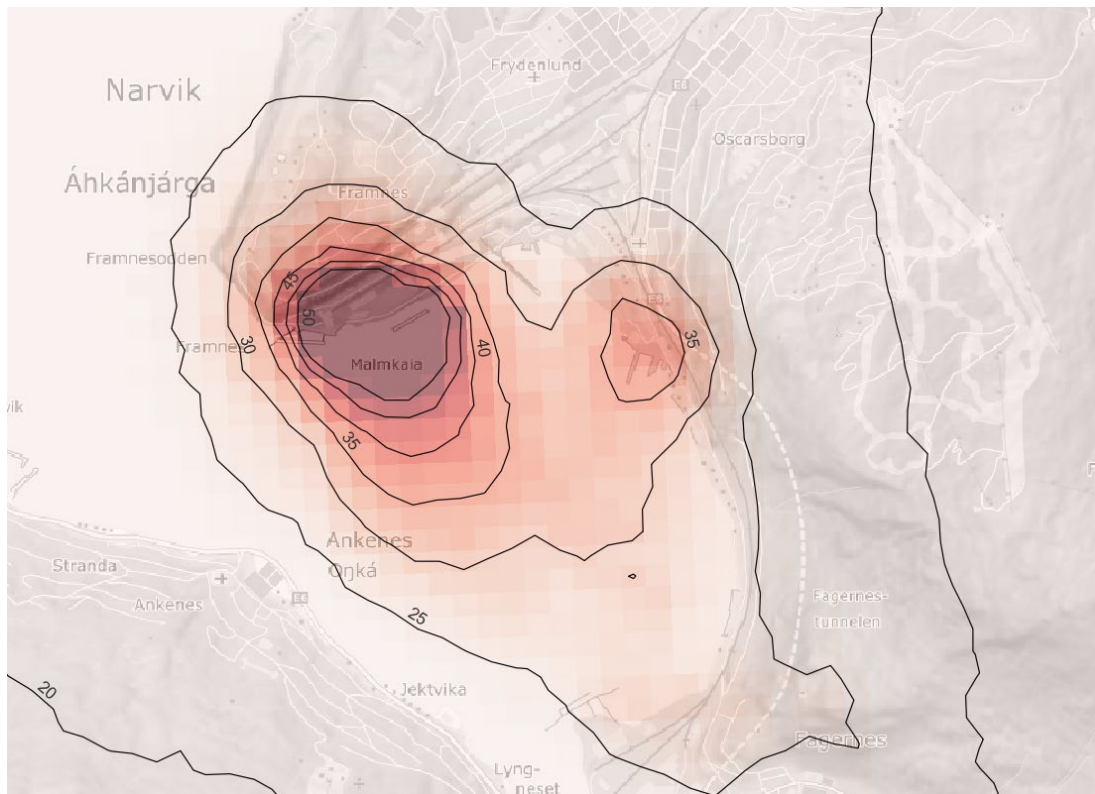


Figur 26: Årsmiddelkonsentrasjon ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) PM_{10} inkludert bidrag fra andre kilder.

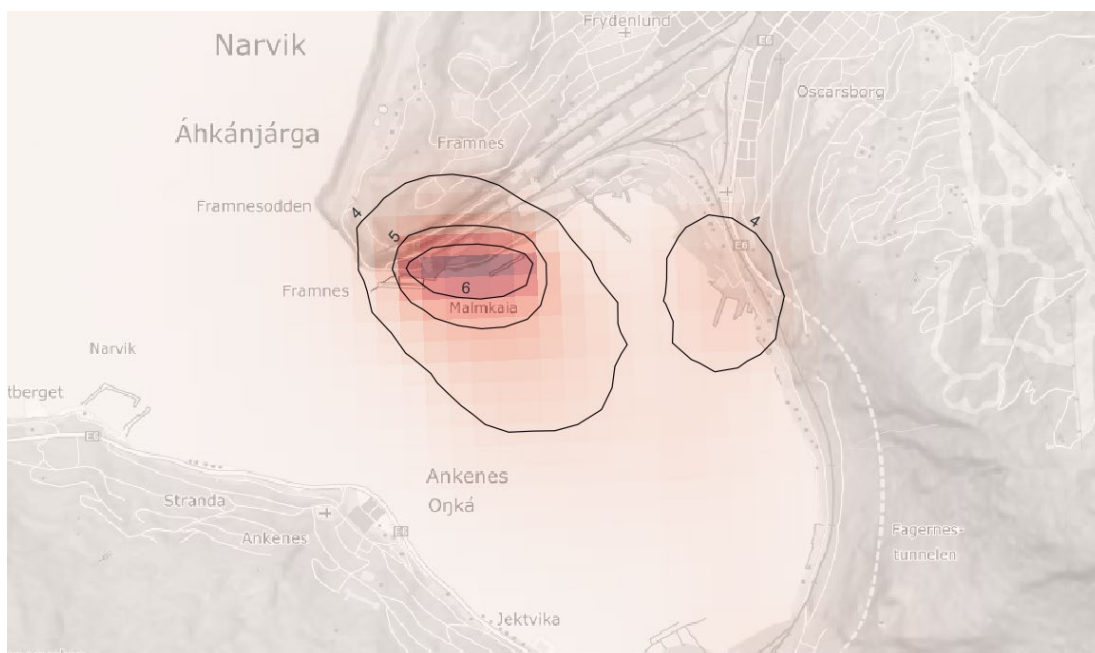
Figur 27 viser spredningskart for det 26. høyeste døgnet inkludert antatt bidrag fra andre kilder på $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Områder med nivåer over $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vil ha overskridelse av døgngrenseverdien. Resultatene kan indikere overskridelse like nord for anlegget, men dette er uten at de lokale topografiske forholdene er hensyntatt i detalj. Det er derfor forventet at områder nord for anlegget også vil ligge under døgnmiddelgrenseverdien.

Kartet i Figur 28 viser at grenseverdien for årsmiddelkonsentrasjonen for $\text{PM}_{2,5}$ ($10 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ikke er overskredet med antatt bidrag fra andre kilder på $3,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Utslippsanslaget for $\text{PM}_{2,5}$ i denne studien kan være noe lavt dersom punktutslippene fra LKAB har et vesentlig høyere innslag av finere fraksjoner enn det diffuse utslippet. Med utgangspunkt i Figur 25 vil ikke engang en dobling av $\text{PM}_{2,5}$ -utslippet medføre overskridelse av årsmiddelkonsentrasjonen for $\text{PM}_{2,5}$.

Merk at beregnet og målt vindrose ikke samsvarer helt og at dette kan gi en noe annen fordeling av konsentrasjonsfeltet (se Vedlegg A). Målt vindretning kan antyde at konsentrasjonsfeltene strekker seg noe mer i nord-vestlig retning mot sentrum enn hva figurene viser. Dette endrer likevel ikke konklusjonene i rapporten om at det ikke er beregnet overskridelse av grenseverdiene. Målt vindstyrke korrelerer på den annen side godt uten vesentlig bias som betyr at *konsentrasjonsnivået* ikke er over- eller underestimert ved feil vindstyrke.



Figur 27: Døgnmiddel PM_{10} -konsentrasjon i det 26. høyeste døgnet med bidrag fra bakgrunn/andre kilder ($19 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Kartet er ikke representativt for de høyeste konsentrasjonene nær E6 og tunnelmunninger. Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



Figur 28: Årsmiddelkonsentrasjon av $PM_{2,5}$ inkludert bidrag fra andre kilder. Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$

6.4 Usikkerheter og sensitivetsberegninger

Beregnet konsentrasjonsfelt er basert på et utslippsestimat som videre er basert på målinger av avsetning rundt anlegget. Som Figur 14 viser er det stor forskjell i hvor godt målt avsetning korrelerer med aktiviteten ved LKAB. Dette kan skyldes at det er flere lokale forhold, som andre kilder og lokale spredningsforhold, som påvirker avsetningen. I tillegg viser erfaring fra LKAB at forskjellige

produktkvaliteter kan gi forskjellig mengde støv. Avsetningsmålingene ved Havnegata er lagt til grunn, men målingene viser svært stor variasjon mellom periodene og det mangler også målinger for to perioder som gir økt usikkerhet. Havnegata er forventet å være påvirket av andre kilder i større grad enn Storholtveien 43.

Resultatene fra beregningene i denne studien er ellers avhengig av en rekke antagelser. De viktigste antagelsene relaterer til størrelsen på partiklene i utslippet, både fordelingen mellom størrelsesfraksjoner og hva som er den øvre størrelsen. Derne er betydningen av antatt bakgrunnsnivå for jern også viktig. I Tabell 4 er effekten av disse parameterne på beregnet totalutslipp, maksimal konsentrasjon utenfor LKABs område og andel PM₁₀ fra LKAB på målestasjonen for luftkvalitet kartlagt.

Basecase antar at TSP' er representert ved partikler med største størrelse 30µm. Ved å anta at største størrelse er 20µm øker beregnet utslipp og PM₁₀-konsentrasjon med ca. 10%. Dette er fordi mindre TSP'-partikler gir netto lavere avsetning samlet ved Storholtveien 43 og Havnegata som videre gir en større utslippskorreksjon for PM₁₀ og PM_{2,5} ved ligning (5) og (6).

Å anta at størrelsesfordelingen følger EMEP sin utslippsfordeling gir en økning i PM₁₀-utslippet og konsentrasjonen på ca. 40%. Å anta en høyere andel TSP' og relativt lavere andel PM₁₀ gir en reduksjon i PM₁₀-utslipp og konsentrasjon på ca. 20%.

Utslippsestimatet for TSP' er mest sensitivt til antatt jerninnhold i bakgrunnen. Dersom dette antas å være 5% istedenfor 10% som i Basecase, øker PM₁₀-utslippet og konsentrasjonen med ca. 35%. Antas 15% jern reduseres utslippet med 22%.

Andelen PM₁₀ fra LKAB i grovfraksjonen er beregnet til 21% for Basecase. Dette er antatt å være et høyt estimat. Sensitivitetsberegningene med «EMEP» størrelsesfordeling og lav Fe-bakgrunn gir et enda høyere estimat for andelen PM₁₀ fra LKAB. Disse beregningene regnes derfor som et mindre sannsynlig estimat på størrelsesfordelingen til utslippet og bakgrunnsnivå for jern i Narvik.

Ingen av sensitivitetsberegningene viser overskridelse av årsmiddelverdien for PM₁₀ ved Storholtveien 43 antatt bidrag fra andre kilder på 8,6 µg/m³.

Tabell 4: Sensitivitetsberegninger

Beregning	Antagelser		Resultat / indikatorer				
	TSP'/PM' ₁₀ /PM' _{2,5}	Bakgrunn Fe (%)	Utslipp (tonn TSP'/PM' ₁₀)	PM ₁₀ (µg/m ³) Storholtveien 43	PM ₁₀ (µg/m ³) Havnegata	Andel PM ₁₀ Sentrum	Andel grovfraksjon PM ₁₀ Sentrum
Basecase	75% / 22% / 3%	10%	113 / 28	6,4	4,3	16%	21%
«EMEP»	67% / 30% / 3%	10%	118 / 39	8,8	5,9	22%	30%
Lav bakgrunn	75% / 22% / 3%	5%	153 / 38	8,5	5,9	22%	28%
Høy bakgrunn	75% / 22% / 3%	15%	88 / 22	4,8	3,2	12%	15%
«Høy» TSP'	80% / 15% / 5%	10%	112 / 22	5,1	3,7	14%	14%
TSP' som 20µm	75% / 22% / 3%	10%	123 / 31	6,9	4,8	18%	23%

6.5 Potensiale for utslippsreduksjon

Denne analysen estimerer et samlet utslipp av støv på 113 tonn TSP og 28 tonn PM₁₀. Dette er basert på målinger av jerninnhold og må derfor anses å være representativt for utslippet fra jernmalmaktiviteten. Beregnet utslipp med EEA/EMEP (2019) utslippsfaktorer (se Tabell 2) for «transfer point», som kan være representativt for «slippet» fra utlaster og ned i skipet, er 27 tonn TSP

og 10 tonn PM₁₀. Beregnet utslipp for «uncontrolled handling» av jernmalm er til sammenligning 72 tonn. Gitt disse estimatene er dette «slippet» ansvarlig for ca. minst 40% av støvutslippet fra LKAB. På befaringsdagen (23. mars) var støvflukt fra laste- og losseprosesser hovedkilden til synlig støv. LKAB rapporterer også selv at denne prosessen generelt er den viktigste kilden til synlig støv. I tillegg er det god korrelasjon mellom målt avsetning ved Apatittanlegget og vindvektet lasteaktivitet på kai 5 og 7 som vist i Figur 13. Det er derfor flere forhold som indikerer at utslippsreduksjon fra denne lasteprosessen vil være effektivt.

Det er sannsynlig at utslipp fra tilsatsmateriale er mindre viktig. Analysen av tilgjengelige data for aktivitet og avsetning av komponenter i tilsatsmateriale (kap. 4.2) viser ingen eller begrenset korrelasjon. En utfordring er at komponentene i tilsatsmaterialene i stor grad finnes i lokale kilder som for eksempel veistøv. Basert på mengden masse som ble håndtert i 2022 og forholdet mellom EEA/EMEP (2019) utslippsfaktorer for «uncontrolled handling» og for «metal products» og «mineral products» inkludert «uncontrolled storage» for siste gruppe, så kan bidraget fra tilsatsmaterialer estimeres til maksimalt ca. 7% av totalutslippet.

7 Oppsummering og anbefalinger

Denne rapporten presenterer spredningsberegninger som estimerer LKAB sitt bidrag til forurensningssituasjonen i Narvik. Spredningsberegningene er basert på et anslag for det samlede støvutslippet fra LKAB via målt støvavsetning rundt anlegget. Utslippet er estimert til 113 tonn TSP og 28 tonn PM₁₀. Dette er innenfor variabilitetsområdet for utslipp beregnet med EEA/EMEP (2019) utslippsfaktorer.

Analyse av aktivitet ved anlegget og målt avsetning viser at det er spesielt god korrelasjon nær kaiene, men at korrelasjonen er svak eller til dels negativ på andre målepunkt. Dette peker mot at andre kilder enn direkte utslipp fra LKAB har betydning for målt støvmengde i Narvik.

Spredningsberegningene viser ingen overskridelse av grenseverdiene for PM₁₀ og PM_{2,5}. Riktignok er konsentrasjonene inne på LKABs industriområde og over sjøen like utenfor kaianlegget høyere enn 20 µg/m³, og kartene over det 26. høyeste døgnmidlelet for PM₁₀ viser overskridelse, men i disse områdene gjelder egne grenseverdier for arbeidsmiljø, ikke de generelle grenseverdiene for omgivelsesluft. Konsentrasjonen for nikkel er beregnet til 2 ng/m³ like utenfor anlegget som er 1/10 av målsettingsverdien. Beregnet konsentrasjon på målestasjonen for luftkvalitet viser et bidrag på ca. 20% til grovfraksjonen (PM₁₀ – PM_{2,5}) fra LKAB sammenlignet med målte konsentrasjoner her. Dette er antatt å være en høy andel basert på størrelsen og signaturen (dvs. tidsvariasjonen) til målingene av luftkvalitet, og konsentrasjonsberegningene anses som konservative. Det er en usikkerhet om hvorvidt konsentrasjonsmålingene med optiske målemetoder er i stand til å fange opp jernholdig støvutslipp fra LKAB i riktig grad.

EMEP/EEA (2019) utslippsfaktorer, korrelasjonen mellom avsetning og vindvektet aktivitet samt generelle observasjoner antyder at «slippet» av jernmalmprodukter fra lastearm og ned i skip er den viktigste kilden til støvutslipp ved LKAB.

I dag er målingene på og rundt LKABs anlegg i stor grad innrettet mot utslippstillatelsen som setter krav til måling «...ved nærmeste nabo eller andre utsatte naboer». Dette gjør at måleprogrammet i mindre grad kan gi helhetlig kunnskap om LKABs bidrag til konsentrasjonsnivået for PM₁₀ i Narvik. Under følger en liste med forslag til endringer og tillegg som vi mener kan gi verdifulle data som videre kan brukes i analyser og beregninger til å øke kunnskapen om utslippet og kildene.

- LKAB kan vurdere å redusere antall målepunkt for nedfallstøv nord for anlegget og heller analysere jerninnhold i alle prøvene som er utplassert. To eller flere prøver bør plasseres i forventet transportlinje fra utslipp til avsetning. Dette kan si noe om hvor fort støvutslippet felles ut av atmosfæren og avsettes og bidra til et estimat på størrelsesfordelingen på utslippet.

- Det er behov for en mer relevant bakgrunnsmåling av nedfallstøv. Ankenes, Bromsgård, Havnegata og Holmen er merket som referansemålinger, men alle disse stasjonene er også påvirket av andre lokale kilder. Ankenes kan f.eks. flyttes lenger vekk fra E6 og bebyggelsen.
- For å kartlegge størrelsesfordelingen på utslippet kan det gjøres målinger nær kilden. Det finnes flere måter å kartlegge dette på, for eksempel med en kaskadeimpaktor.
- LKAB har planer om å måle luftkonsentrasjoner av støv i og utenfor anlegget. Slike målinger vil være nyttige for å si noe om LKABs bidrag til forurensingssituasjonen i Narvik, samt å verifisere utslipps- og spredningsberegninger. Målingene vil også kunne kartlegge spesielle kortvarige forhold som vindblåst støv og andre utslippshendelser. NILU anbefaler at det benyttes gravimetrisk målemetoder, sekundært optiske målemetoder som kalibreres med referansemetoden («KleinfILTERgerät») over tilstrekkelig tid.
- Det anbefales at det gjøres en kalibrering av målestasjonen for luftkvalitet i Narvik med referansemetoden eller at måleinstrumentet erstattes av en gravimetrisk metode. Dette vil gjøre målingene mindre avhengige av jerninnholdet i støvet.
- Det anbefales flere vindmålinger innenfor anlegget og i området rundt. Dette vil kunne gi mer kunnskap om de lokale spredningsforholdene. Slike vindmålinger er rimelige å installere og drifte og vil kunne gi verdifull informasjon.

Det gis også anbefaling til videre analyse som kan gi mer kunnskap om LKABs bidrag til forurensingssituasjonen i Narvik.

- Med tilgang til aktivitetsdata (laste- og lossedata) over flere år kan analysen i kap. 4.2 utvides og dermed være mer representativ.
- Utslipps- og spredningsberegningen kan utvides til et annet år med andre meteorologiske forhold og aktivitetsdata. Et år med bedre dekning på avsetningsmålinger og mer analyse av jerninnhold vil kunne redusere usikkerheten.
- Denne studien kan raffineres med mer detaljerte strømningsberegninger. PALM-Flexpart¹⁰ er en CFD-modell (Computational Fluid Dynamics) med partikkeltransport som bedre vil kunne fange de lokale topografiske effektene rundt anlegget på strømning, turbulens og spredning.

¹⁰ [PALM – Models \(nilu.no\)](https://www.nilu.no/Modells/PALM)

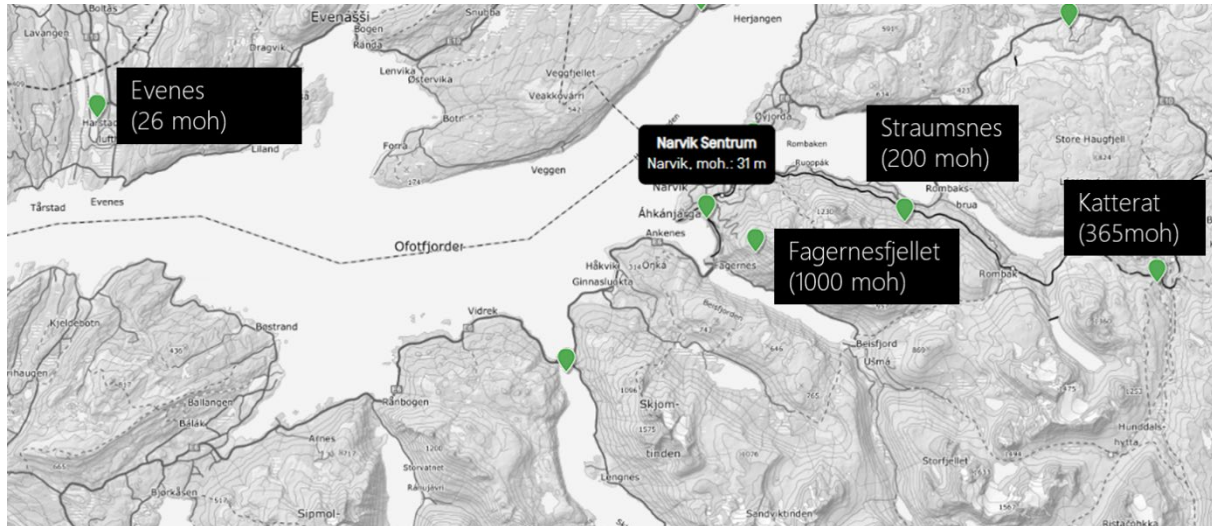
8 Referanser

- Berger, J. (2019). *Tiltaksutredning for lokal luftkvalitet, Narvik kommune* (Utredning). COWI. https://www.narvik.kommune.no/_f/ie496763f-f0d5-4652-addb-a3a7fc23128b/tiltaksutredning_narvik_kommune_cowi_20_mai.pdf
- European Environmental Agency (EEA). (2019). *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019—European Environment Agency* [EEA Report 13/2019]. <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2019>
- Folkehelseinstituttet. (2023). *Håndbok for uteluft—Luftkvalitetskriterier*. <https://www.fhi.no/nettpub/luftkvalitet/>
- Grythe, H., Kristiansen, N. I., Groot Zwaafink, C. D., Eckhardt, S., Ström, J., Tunved, P., Krejci, R., & Stohl, A. (2017). A new aerosol wet removal scheme for the Lagrangian particle model FLEXPART v10. *Geoscientific Model Development*, 10(4), 1447–1466. <https://doi.org/10.5194/gmd-10-1447-2017>
- Grythe, H., Uggerud, H. T., Andresen, E., Bäcklund, A., & Weydahl, T. (2021). *Diffuse utslipp ved lossing ved Boliden. Metodeutvikling og resultat*. (Lukket NILU rapport 19/2021). <https://www.nilu.no/publikasjon/1952312/>
- Hak, C. (2015). *Støvmålinger og støvanalyse fra anleggsvirksomhet for Fellesprosjektet E6/Dovrebanen*. (OR 03/2015). <http://hdl.handle.net/11250/2365674>
- Hak, C. (2016). *Kartlegging av svevestøv (PM2.5 og PM10) ved Nationaltheatret stasjon, Oslo. Målinger ved 6 lokasjoner*. (NILU rapport 20/2016). <https://www.nilu.no/publikasjon/29126/>
- Hak, C. (2022). *Norges målenettverk for luftkvalitet. Gjennomgang av stasjonsplasseringer i forhold til krav i EUs luftkvalitetsdirektiver*. (NILU rapport 23/2022). NILU. <https://hdl.handle.net/11250/3023842>
- Låg, M., Refsnes, M., & Øvrevik, J. (2019). *Vurdering av mulig helsesisiko forbundet med svevestøvnivåer i Narvik* (Vedlegg 1 2020-001). FHI. <https://www.statsforvalteren.no/nb/Nordland/Hoeringer/2020/04/horing-av-soknad-fra-lkab-om-okte-rammer-for-lagring-av-kvartsitt-og-dolomittkalkstein/>
- Pisso, I., Sollum, E., Grythe, H., Kristiansen, N. I., Cassiani, M., Eckhardt, S., Arnold, D., Morton, D., Thompson, R. L., Groot Zwaafink, C. D., Evangeliou, N., Sodemann, H., Haimberger, L., Henne, S., Brunner, D., Burkhardt, J. F., Fouilloux, A., Brioude, J., Philipp, A., ... Stohl, A. (2019). The Lagrangian particle dispersion model FLEXPART version 10.4. *Geoscientific Model Development*, 12(12), 4955–4997. <https://doi.org/10.5194/gmd-12-4955-2019>
- Skamarock, W. C., Klemp, J. B., Dudhia, J., Gill, D. O., Liu, Z., Berner, J., Wang, W., Powers, J. G., Duda, M. G., Barker, D. M., & Huang, X.-Y. (2019). *A Description of the Advanced Research WRF Version 4* (NCAR Tech. Note NCAR/TN-556+STR). <https://doi.org/10.5065/1dfh-6p97>
- Stohl, A., Forster, C., Frank, A., Seibert, P., & Wotawa, G. (2005). Technical note: The Lagrangian particle dispersion model FLEXPART version 6.2. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 5(9), 2461–2474. <https://doi.org/10.5194/acp-5-2461-2005>
- Tønnesen, D. A. (2018). *Dataanalyse av støvmålinger i Narvik* (NILU rapport 9/2018). <https://www.nilu.no/publikasjon/1589591/>

Vedlegg A

Evaluering av beregnet meteorologi

Beregnet meteorologi med WRF er evaluert mot målinger på de fem markerte stasjonene i Figur A1.



Figur A1: Met-stasjoner som måler vind, temperatur og nedbør for evaluering av WRF-beregningene.

Tabell A1 oppsummerer evalueringen av den beregnede meteorologien på de fem stasjonene. «n» angir antall datapunkt, «Bias» angir over- eller underestimering av målte verdier, «RMSE»¹¹ angir spredningen fra den antatt lineære sammenhengen mellom målinger og beregninger og «R» er Pearsons korrelasjonskoeffisient. Pearsons korrelasjonskoeffisient måler samvariasjonen mellom målte og beregnede størrelser.

Det er generelt svært god korrelasjon (dvs. positiv og større enn $\sim 0,5$) for temperatur med en svak negativ bias ved Sentrum og positiv bias ved Fagernesfjellet. Korrelasjonen for døgn-nedbør er også god der dette er målt. En statistisk sammenligning av nedbør ved Sentrum målestasjon er vist i Figur A2.

Når det gjelder vindhastighet er korrelasjonen god for alle målestasjoner nær Narvik. Det er en negativ bias på Fagernesfjellet. Dette har liten betydning for spredningsberegningene i denne studien. En statistisk sammenligning av vindhastighet ved Sentrum målestasjon er vist i Figur A3.

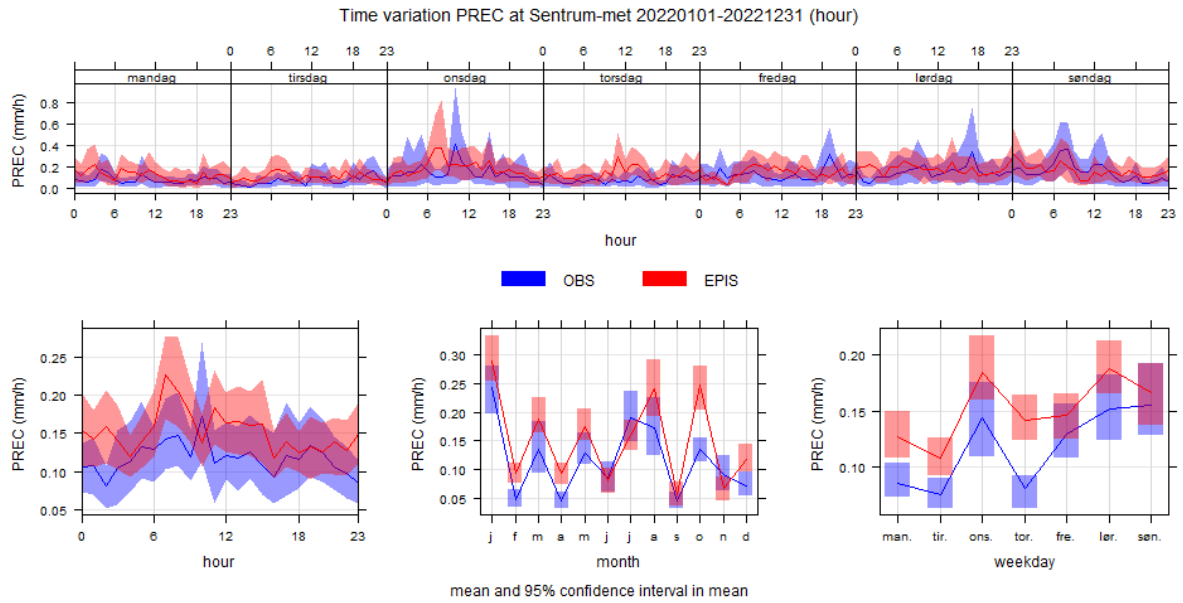
Generelt er sammenhengen mellom målinger og beregninger god. Unntaket er vindretningsfordelingen ved Sentrum og Evenes målestasjoner hvor korrelasjonen er svak. Sammenligning av målt og beregnet vindrose for Sentrum målestasjon er vist i Figur A4. Vindroser viser frekvensen av vind i tolv 30-graders sektorer, dvs. hvor ofte det blåser **fra** disse retningene sortert etter ulike hastighetsklasser. Målt vindrose ved Sentrum har en dominerende vindretning fra sør-vest og til dels fra nord-øst. Beregnet vindrose domineres av vind fra sør, sør-øst og nord-øst. Dette kan skyldes flere forhold. Lokaliseringen til værmasten er slik at vind fra sør kan dreie med de lokale topografiske forholdene. Figur A5 viser målt vindrose for den nå nedlagte Narvik lufthavn i perioden 2013-2017 og Narvik Sentrum fra 2017 til april 2023. Dette er vind for forskjellige perioder, men antyder at vind fra sør-østlig sektor forekommer oftere ute på neset enn inne i sentrum. Vindforholdene nede i Narvik sentrum anses å være kompliserte og WRF er ikke i stand til å fange dette opp i full grad. Vindrosene på Fagernesfjellet (se Figur A6) viser for øvrig mye bedre samsvar mellom målt og beregnet.

¹¹ https://en.wikipedia.org/wiki/Root-mean-square_deviation

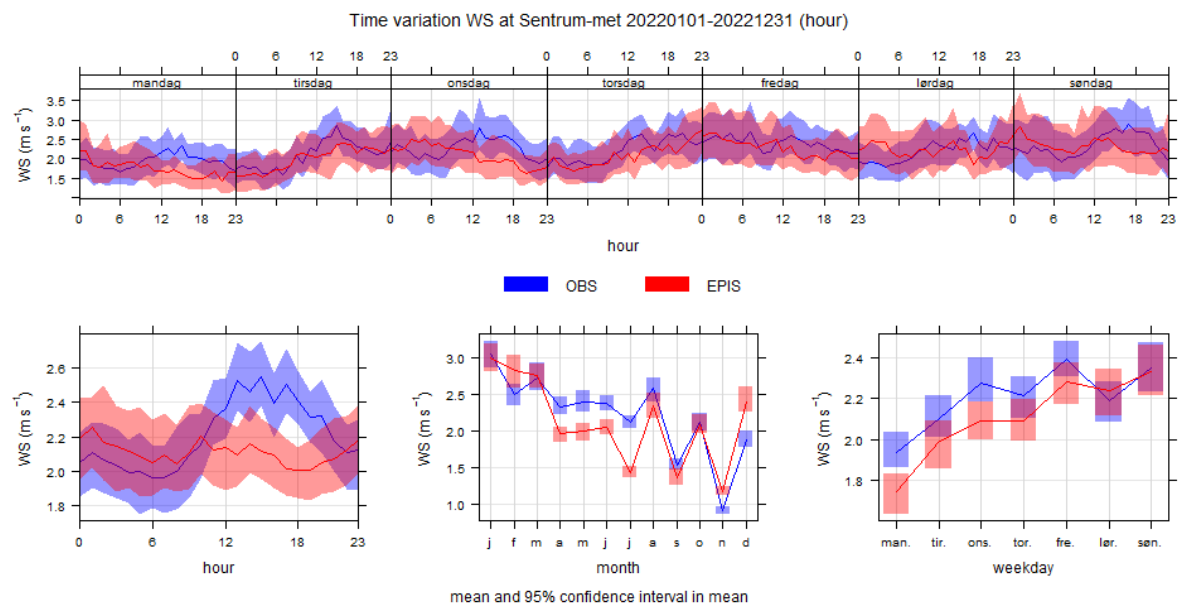
Konsekvensen for beregningene er at spredningsforholdene ved vindhastighet er godt fanget opp, men at retningen utslippet spres i, ikke er helt representativ.

Tabell A1: Tabellen viser Bias (over- / underestimering), RMSE (feil), og Pearsons korrelasjonskoeffisient R mellom målte og beregnede størrelser i 2022. Bias og RMSE har samme enhet som parameteren.

Stasjonsnavn	Parameter	n	Bias	RMSE	R
Sentrum	Temperatur (C)	8757 timer	-1.70	2.78	0.95
	Nedbør (mm)	365 døgn	0.83	3.84	0.79
	Vindhastighet (m/s)	8755 timer	-0.10	1.75	0.63
	Vindretning	8755 timer	-27.21	138.33	0.09
Fagernesfjellet	Temperatur (C)	8622 timer	2.04	2.67	0.97
	Vindhastighet (m/s)	7960 timer	-4.74	5.95	0.81
	Vindretning	7961 timer	6.93	73.43	0.45
Straumsnes	Temperatur (C)	8758 timer	-2.64	3.93	0.93
	Nedbør (mm)	365 døgn	1.47	5.21	0.81
	Vindhastighet (m/s)	8757 timer	-0.06	1.69	0.51
	Vindretning	8757 timer	-13.23	102.88	0.22
Evenes	Temperatur (C)	8337 timer	-3.13	4.45	0.93
	Vindhastighet (m/s)	8333 timer	-0.94	2.24	0.52
	Vindretning	8333 timer	19.54	131.12	0.13
Katterat	Temperatur (C)	8758 timer	-2.38	3.95	0.93
	Nedbør (mm)	365 døgn	0.79	4.37	0.81
	Vindhastighet (m/s)	8749 timer	-0.51	2.41	0.44
	Vindretning	8749 timer	-8.40	112.91	0.24

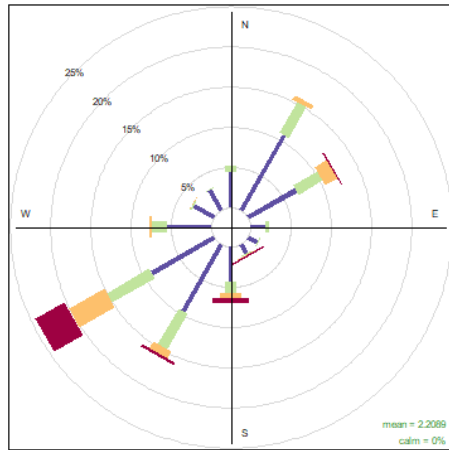


Figur A2: Sammenheng mellom målt og beregnet (EPIS) nedbør i 2022. Enhet: mm



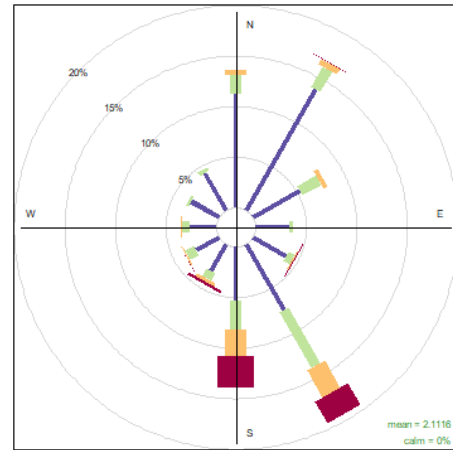
Figur A3: Sammenheng mellom målt og beregnet vindhastighet i 2022. Enhet: m/s

Wind rose obs. at Sentrum-met 20220101-20221231 (hour)



0 to 2 2 to 4 4 to 6 6 to 14.6
Wind speed
(m s⁻¹)
Frequency of counts by wind direction (%)

Wind rose EPIS at Sentrum-met 20220101-20221231 (hour)

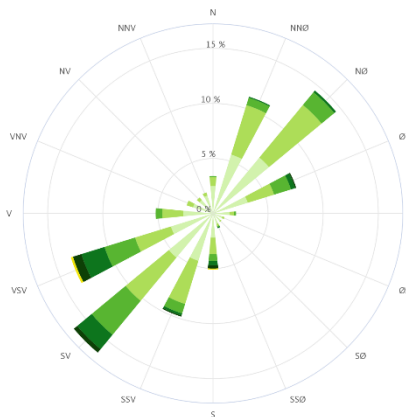


0 to 2 2 to 4 4 to 6 6 to 15.49
Wind speed
(m s⁻¹)
Frequency of counts by wind direction (%)

Figur A4: Målt (venstre) og beregnet (høyre) vindrose for Sentrum målestasjon for 2022. Enhet: prosent % og hastighet m/s. Merk ulik prosentkala i de to plottene.

Vindrose for Narvik Sentrum (SN84701) i perioden; 12.2018–3.2023.

Stille (0,0–0,2 m/s) = 1,2 %

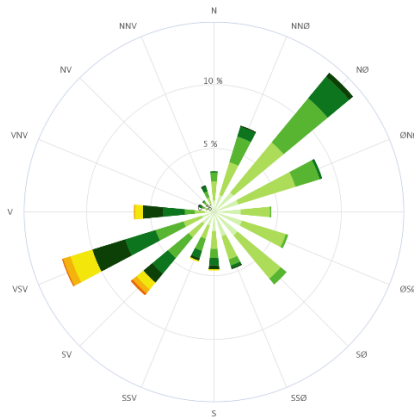


Flau vind (0,3–1,5 m/s) Svak vind (1,6–3,3 m/s)
Lett bris (3,4–5,4 m/s) Laber bris (5,5–7,9 m/s)
Frisk bris (8,0–10,7 m/s) Liten kuling (10,8–13,8 m/s)
Stiv kuling (13,9–17,1 m/s) Sterk kuling (17,2–20,7 m/s)
Liten storm (20,8–24,4 m/s) Full storm (24,5–28,4 m/s)
Sterk storm (28,5–32,6 m/s) Orkan (>32,6 m/s)

highcharts.com

Vindrose for Narvik Lufthavn (SN84700) i perioden; 3.2013–4.2017.

Stille (0,0–0,2 m/s) = 3 %

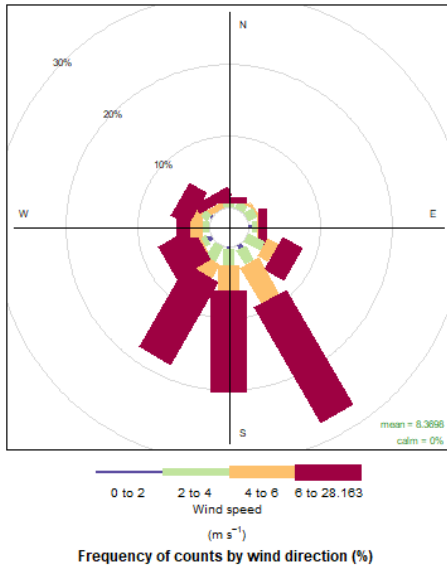


Flau vind (0,3–1,5 m/s) Svak vind (1,6–3,3 m/s)
Lett bris (3,4–5,4 m/s) Laber bris (5,5–7,9 m/s)
Frisk bris (8,0–10,7 m/s) Liten kuling (10,8–13,8 m/s)
Stiv kuling (13,9–17,1 m/s) Sterk kuling (17,2–20,7 m/s)
Liten storm (20,8–24,4 m/s) Full storm (24,5–28,4 m/s)
Sterk storm (28,5–32,6 m/s) Orkan (>32,6 m/s)

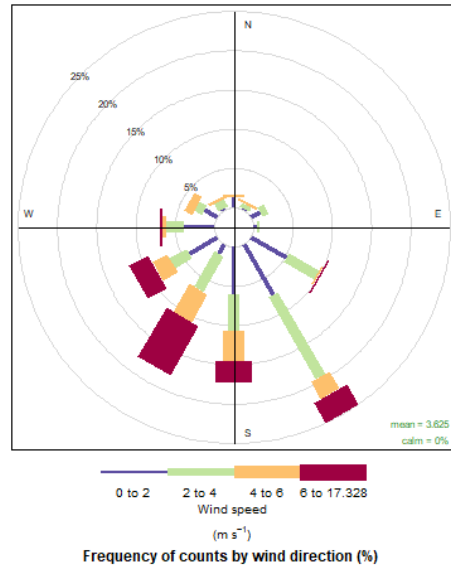
highcharts.com

Figur A5: Vindroser fra den nå nedlagte Narvik lufthavn og fra Sentrum målestasjon. Kilde: seklima.no

Wind rose obs. at Fagernesfjellet-met 20220101-20221231 (day)



Wind rose EPIS at Fagernesfjellet-met 20220101-20221231 (day)



Figur A6: Målt (venstre) og beregnet (høyre) vindrose for Fagernes målestasjon for 2022. Enhet: prosent % og hastighet m/s. Merk ulik prosentkala i de to plottene.

NILU – Stiftelsen Norsk institutt for luftforskning

NILU – Stiftelsen Norsk institutt for luftforskning er en uavhengig stiftelse etablert i 1969. NILUs forskning har som formål å øke forståelsen for prosesser og effekter knyttet til klimaendringer, atmosfærens sammensetning, luftkvalitet og miljøgifter. På bakgrunn av forskningen leverer NILU integrerte tjenester og produkter innenfor analyse, overvåking og rådgivning. NILU er opptatt av å opplyse og gi råd til samfunnet om klimaendringer og forurensning og konsekvensene av dette.

NILUs verdier: Integritet – Kompetanse – Samfunnsnytte

NILUs visjon: Forskning for en ren atmosfære

NILU – Stiftelsen Norsk institutt for luftforskning
Postboks 100, 2027 KJELLER

E-post: nilu@nilu.no

<http://www.nilu.no>

ISBN: 978-82-425-3128-5
ISSN: 2464-3327