

Spredningsberegninger av luftforurensning fra Årdal Metallverk

Torleif Weydahl



Forord

Dette prosjektet er utført av NILU - Norsk institutt for luftforskning på oppdrag for Årdal Metallverk, Hydro Aluminium AS. Bakgrunnen for prosjektet er et pålegg fra Miljødirektoratet om å oppdatere spredningsberegningene for anlegget ved å ta utgangspunkt i utslippstillatelsen som en vurdering av «worst-case», samt å vurdere resultatene opp mot gjeldende luftkvalitetskriterier og grenseverdier i forurensningsforskriften.

Arbeidet er hovedsakelig utført av Torleif Weydahl som har vært prosjektleder og skrevet rapporten, Islen Vallejo har gjort meteorologiberegninger med WRF og Claudia Hak har kvalitetssikret arbeidet. En spesiell takk til våre pensjonerte NILU ansatte Trond Bøhler og Dag Tønnesen, som bidro med gode innspill og vurderinger basert på NILUs tidligere arbeid for Hydro i Øvre Årdal.

Kontaktpersoner hos Årdal Metallverk, HMS-sjef Hanne Hoel Pedersen og prosjektingeniør Hanna Hedström, takkes for godt samarbeid.

Innhold

Forord	4
Innhold	5
Sammendrag	7
1 Innledning	8
1.1 Bakgrunn og målsetning	8
1.2 Kort anleggsbeskrivelse	8
2 Grenseverdier og luftkvalitetskriterier	10
2.1 Utslippskomponenter til luft ved Årdal metallverk	10
2.1.1 Fluorider	10
2.1.2 Svoveldioksid, SO ₂	10
2.1.3 Svevestøv, PM ₁₀	11
2.1.4 Metaller.....	11
2.2 Regelverk og anbefalinger	13
2.3 Fortynningskrav	14
3 Metode og inngangsdata til spredningsberegningene	15
3.1 Meteorologiske forhold og data	15
3.2 Metode for spredningsberegninger.....	18
3.2.1 CONCX	18
3.2.2 CONDEP	18
3.3 Karakterisering av utslippet	18
3.4 Bakgrunnskonsentrasjoner	21
4 Resultat og diskusjon	22
4.1 Beregnede maksimale korttidsmiddel konsentrasjoner.....	22
4.1.1 SO ₂ timesmiddel.....	22
4.1.2 SO ₂ døgnmiddel.....	24
4.1.3 Støv døgnmiddel	25
4.2 Beregnede årsmiddelkonsentrasjoner.....	26
4.2.1 SO ₂	26
4.2.2 Støv	27
4.2.3 Fluorider	28

4.2.4 Tungmetallutslipp	29
4.3 Vurdering av overskridelser	32
5 Oppsummering og konklusjon	33
6 Referanser	34
Vedlegg A Utslippsdata.....	36
Vedlegg B Sensitivitet til meteorologiske data.....	39

Sammendrag

NILU – Norsk institutt for luftforskning har på oppdrag fra Hydro Aluminium AS, oppdatert spredningsberegninger for utslipp til luft fra Årdal Metallverk i Øvre Årdal. Hovedhensikten med oppdateringen er å ta utgangspunkt i utslippstillatelsen som en vurdering av «worst-case», samt å vurdere resultatene opp mot gjeldende luftkvalitetskriterier og grenseverdier i forurensningsforskriften.

Resultatene viser, med god margin, ingen overskridelse av grenseverdien for årsmiddel, døgnmiddel eller timemiddel for konsentrasjonen av SO₂. Døgnmiddel SO₂ er maksimalt på nivå med gjeldende luftkvalitetskriterier, men vesentlig under grenseverdiene i forskriften. Det regnes også som lite sannsynlig at luftkvalitetskriteriet for 15-minuttsmiddel av SO₂-konsentrasjonen vil kunne overskrides.

Andelen svevestøv i PM₁₀-fraksjonen eller PM_{2,5}-fraksjonen i utslippet er ikke kjent. Når det antas at hele støvutslippet er innenfor PM₁₀-fraksjonen, gir modellen fare for overskridelse av døgnmiddel PM₁₀ i nærområdet til anlegget gitt at også andre lokale kilder som vedfyring bidrar i dette døgnet. Tidligere målinger i 2007 og 2009 viste ingen overskridelser av døgn over grenseverdien, mens det var enkelte døgn over grenseverdien i 2008. Beregningene viser at årsmiddel for PM₁₀-konsentrasjonen bare overskrides på selve anleggsområdet og like utenfor i det ubebodde området øst for anlegget. Ved antatt bakgrunnsnivå, og ved å anta at hele støvutslippet er i PM_{2,5}-fraksjonen, viser beregningene at området like utenfor anlegget potensielt kan ligge over grenseverdien for årsmiddel PM_{2,5}. Vurderingen av overskridelse for støv er usikker, fordi verken andelen finfraksjon i utslippet eller bidraget fra øvrige kilder er kjent.

Modellen beregner overskridelse av målsettingsverdien (årsmiddel) for nikkel og arsen i nærområdet til anlegget ved utslippsnivåene i tillatelsen. En beregning med et mer reelt utslippsnivå, definert som maksimalutslippet over de 3 siste årene, gir ingen overskridelse av arsen utenfor anleggsområdet. For nikkel er det overskridelse i et begrenset område utenfor anlegget også ved de erfaringsmessig reelle utslippsnivåene. Det er stor grunn til å anta at dette er en konservativ beregning, særlig i nærområdet til anlegget. For å vurdere dette nærmere, bør det foretas samtidige målinger av konsentrasjoner og meteorologi.

Spredningsberegninger av luftforurensning i Øvre Årdal

1 Innledning

1.1 Bakgrunn og målsetning

Miljødirektoratet har gitt Årdal Metallverk pålegg om å oppdatere spredningsberegningene som NILU utførte i 2012 (Hak & Castell, 2012a, 2012b).

- Beregningene skal ta utgangspunkt i utslippstillatelsen som en vurdering av «worst-case»
- Beregningene skal vurderes opp mot gjeldende luftkvalitetskriterier og grenseverdier i forurensningsforskriften. Enkelte av disse er innskjerpet siden 2012.
- Beregningene skal oppdatere bakgrunnsnivåer og eventuelle endringer i meteorologiske forhold.

Analysene skal ta hensyn til bygningsmasse, topografi og detaljert meteorologi, og være basert på veileder for spredningsberegninger av utslipp til luft (Miljødirektoratet, 2018).

Årdal Metallverk har takutslipp fra elektrolysehallene og pipeutslipp fra støperi og etter rensanlegg. Miljødirektoratet nevner spesielt nikkel-utslippene som er på et nivå som gir forhøyede verdier i mose. NILU/NTNU samlet hvert femte år i perioden 2000 til 2015 inn prøver og analyserte innholdet av tungmetaller i mose rundt industrihaller i Norge (Steinnes & Uggerud, 2017). Disse viste høye nivåer av nikkel rundt Øvre Årdal og en økning mellom 2000 og 2015. Moseundersøkelsen har ikke blitt videreført, så de senere års utvikling er ikke kartlagt. Utslippene av bly og arsen er også relativt høye, men her har utviklingen vært nedadgående.

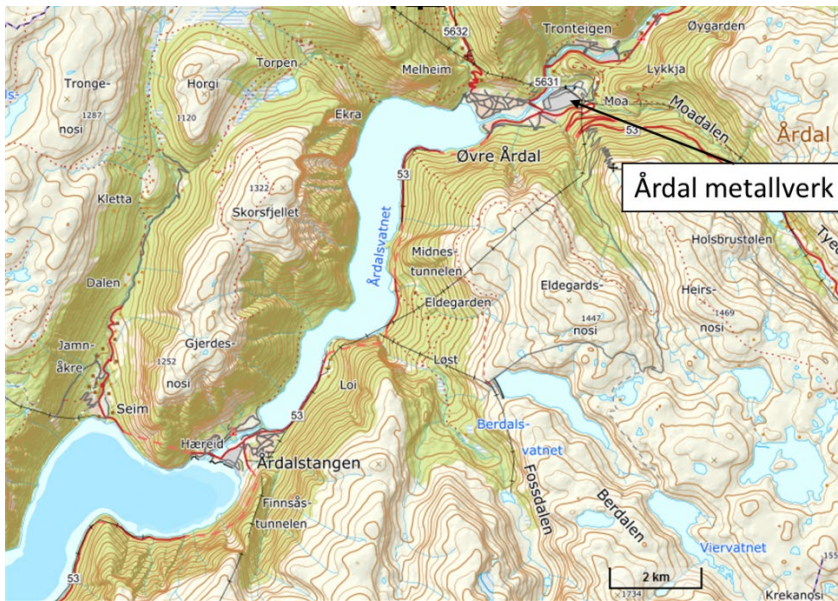
Foruten rapportene fra 2012 er tidligere spredningsberegninger og målinger utført av NILU ved aluminiumverket i Øvre Årdal som følger:

- Overvåking av svevestøv (PM₁₀, døgnmiddelverdier) i Årdal og ved Årdalstangen mellom 2005 og 2009. [Ikke oppdragsrapport]
- Bøhler (1991) Spredningsberegninger for utslipp til luft fra aluminiumverket i Øvre Årdal.
- Thrane, K.E. (1983) Polysykliske aromatiske hydrokarboner i uteluft i boligområder nær aluminiumsverk III. Luftkvalitet i Øvre Årdal.
- Clench-Aas, J. (1983) Air pollution and its biologic effects in Årdal.
- Semb, A., Gotaas, Y., Hagen, L.O. (1975) Luftforurensninger i Årdal: resultater fra måleprogrammet 1972/1973.

1.2 Kort anleggsbeskrivelse

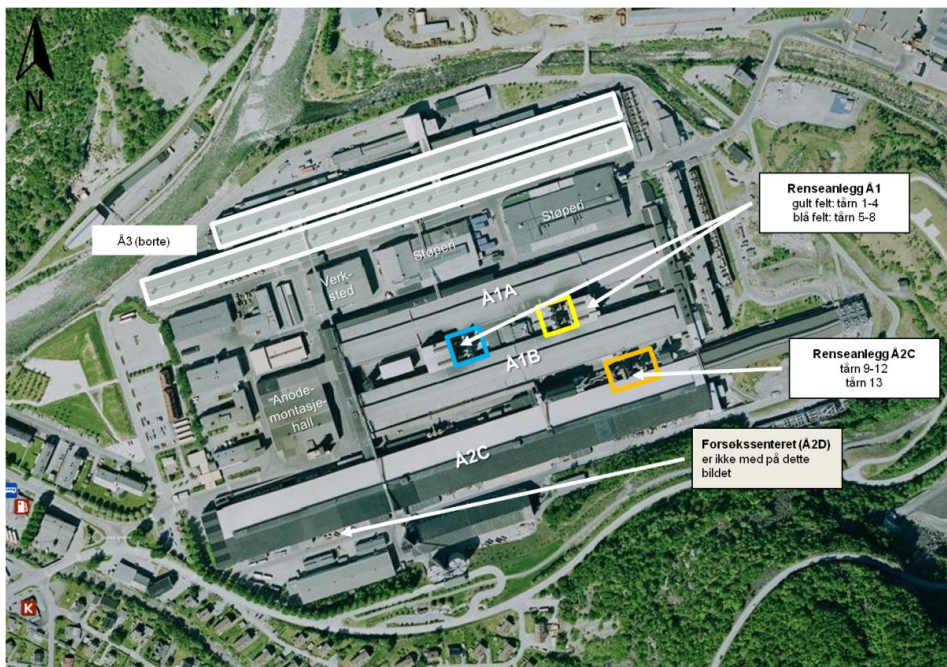
Hydros anlegg for primæraluminium i Årdal produserer metall i to linjer med prebake-celler. Fabrikken omfatter også et støperi som leverer valseblokker og støpelegeringer, samt karbonproduksjon. Den eldste produksjonsteknologien ved verket, Søderberganlegget, ble faset ut i midten av 2007. I tillegg driver Hydro Aluminium et forskningssenter med 14 store lukkede elektrolyseceller. Smelteteknologien brukt i forsøksanlegget har en bedre energieffektivitet og et redusert utslipp av hydrogenfluorid (HF).

Årdal metallverk produserer årlig ca. 230 000 tonn aluminiumsprodukt, fordelt på 170 000 tonn valseblokk og 60 000 tonn støpelegeringer. Produksjonen er basert på ca. 200 000 tonn flytende aluminium og 30 000 tonn innkjøpt omsmeltemetall. Årlig produksjonskapasitet av primæraluminium i Årdal er ca. 200 000 tonn.



Figur 1: Plassering av Årdal metallverk. Kilde: Kartverket

Hydros aluminiumsverk ligger i utkanten øst av Øvre Årdal (Figur 1). Øvre Årdal ligger mot Årdalsvatnet som munner ut fjorden ved Årdalstangen. Hydro har også en fabrikk på Årdalstangen, som produserer anode til elektrolyseanlegg. Elektrolyseanlegget består av 4 haller; Å1A, Å1B, Å2C og Å2D (Figur 2). Ellers består anlegget av 2 støperi, anodemontasje og verksted som angitt i figuren. Samtlige celler er basert på «prebaked» teknologi. I Å1A, Å1B og Å2C består renseanlegget av tørrens og vasketårn. I Å2D finnes Hydro Aluminiums Referansesenter, som har eget renseanlegg – også dette består av tørrens og våtvask.



Figur 2: Oversikt over Hydros aluminiumsverk i Øvre Årdal. Plassering av punktkilder er markert med gul, blå og oransje felt. Elektrolysehallerne Å1A, Å1B og Å2C og forsøksanlegget Å2D (ikke med på bildet) er i drift, Å3 (Søderberganlegget) er revet.

2 Grenseverdier og luftkvalitetskriterier

2.1 Utslippskomponenter til luft ved Årdal metallverk

Utslippstillatelsen (2000.0099.T) tilsvarer en produksjon på 225.000 tonn elektrolysemetall per år, og ferdig utstøpt metall på 385 000 tonn per år. Foruten fluorider (partikulært og gassformig), støv og SO₂, omfatter tillatelsen arsen, bly, kadmium, krom (total), kvikksølv og nikkel. Der andre referanser ikke er oppgitt, er informasjonen om komponenter hentet fra Folkehelseinstituttet (FHI)¹.

2.1.1 Fluorider

Fluor er et grunnstoff som danner en lang rekke forbindelser med andre stoffer; fluorider er syre- og saltforbindelser av fluor. I utendørs luft foreligger fluorid både på partikler og i gassform. Fluorider som er i gassfase (bindes sterkt ved absorpsjon på overflater) eller bundet til svevestøv tas nesten fullstendig opp i luftveiene.

Den viktigste kilden til utslipp av fluorider til luft i Norge er elektrolysehaller i aluminiumsindustrien. Tidligere var utslippene av totalt fluorid fra denne industrien så høye at konsentrasjonen i uteluft ga omfattende miljøskader i nærområdene. Innføring av ny teknologi gjorde at utslippene sank betydelig fra midten av 1980-tallet til 1990. På en målestasjon i Øvre Årdal ble det målt 1,5 µg/m³ vinteren 1989/1990 mot 7,4 µg/m³ i 1986/1987. Siden da har utslippene fra Øvre Årdal stabilisert seg på rundt 100 tonn i året².

Det er ingen luftkvalitetsgrenseverdier for fluoridkonsentrasjoner i gassform eller på partikler eller anbefalinger fra WHO (World Health Organization). I tidligere anbefalinger for fluoridnivåer i uteluft, ble en nedre grense satt til 1 µg/m³ for å unngå effekt på miljøet (WHO, 2000). Disse konsentrasjonene ble også ansett som mer enn tilstrekkelig for å verne menneskers helse. WHO har per dags dato ingen anbefalinger til luftkvalitetsretningslinje for fluorider på grunnlag av tilgjengelig informasjon fra eksponeringsstudier.

2.1.2 Svoveldioksid, SO₂

Svoveldioksid (SO₂) dannes ved forbrenning av stoffer som inneholder svovel, i hovedsak tungolje og kull, samt ved en rekke industriprosesser. De største kildene til utslipp av svoveldioksid i Norge er industri og bergverk. Disse kildene sto for 70% av utslippene i 2020³. I aluminiumproduksjon kommer svoveldioksid av forbruk av anoder i den elektrokjemiske prosessen. Anoder inneholder svovelholdig petrokoks (reduksjonsmiddel i aluminiumproduksjon), som igjen danner SO₂ når anoden blir forbrukt. For å redusere SO₂ utslipp har aluminiumsanlegg installert røykgassrensing, som for eksempel ved sjøvannsscrubber.

Svoveldioksid er lett løselig i vann og bidrar til forsurening av vann og jord og skader materialer. Forurensing med svoveldioksid har vært et betydelig miljø- og helseproblem. Men, som en følge av innføring av strenge retningslinjer og omfattende rensing, har utslippene av SO₂ gått ned i Norge og sterkt ned i Europa de siste 30 årene⁴.

Ved eksponering for svoveldioksid responderer ulike personer med svært forskjellig følsomhet. Friske individer reagerer først ved en eksponering på flere tusen µg/m³, mens astmatikere er mer mottakelige; hos enkelte forsøkspersoner ble en svak effekt på lungefunksjon registrert på

¹ <https://www.fhi.no/nettpub/luftkvalitet/>

² www.norskeutslipp.no

³ <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/forurensning-og-klimatekst/statistikk/utslipp-til-luft>

⁴ Se <https://www.ssb.no/statbank/table/08941> og <https://www.ceip.at/data-viewer>

ca. 300 µg/m³. Folkehelseinstituttet har fastsatt et luftkvalitetskriterium for døgn (20 µg/m³) som er basert på studier av helseeffekter av lave konsentrasjoner i større befolkningsgrupper, og et 15 minutts-kriterium (300 µg/m³) basert på kliniske studier av astmatikere. WHO (World Health Organization, 2021) har nylig revidert sine anbefalinger og øker anbefalingen for SO₂ fra 20µg/m³ til 40µg/m³ basert på den seneste forskningen.

2.1.3 Svevestøv, PM₁₀

Svevestøv er en kompleks blanding av mikroskopiske partikler i luften som kan stamme fra en rekke naturlige og menneskeskapt kilder. De kan dannes ved forbrenningsreaksjoner og mekanisk slitasje, industri, virvles opp av vind eller dannes direkte i atmosfæren ved kondensering av gasser.

Prosessutslipp fra metallproduksjon er den nest viktigste kilden til svevestøv i Norge etter vedfyring⁵. I aluminiumsindustrien fører produksjonen av anoder til utslipp av partikler.

Svevestøv eller partikulært materiale (PM) deles inn i ulike klasser etter partikkelstørrelse. De vanligste kategoriene er PM₁₀ – partikler mindre enn 10 µm og PM_{2.5} – partikler mindre enn 2,5 µm (finfraksjonen). Partikkelstørrelse anses å være en avgjørende faktor for helseeffekter av svevestøv. Bortsett fra konsentrasjon og størrelsen av støvpartiklene har også form, overflateegenskaper og kjemisk sammensetning betydning for helseeffekter. Svevestøv har en svært kompleks sammensetning som varierer sterkt avhengig av hvilke kilder som gir opphav til partiklene. Forbrenningspartikler består av sot eller karbonkjerner. Partikler kan binde en rekke ulike komponenter til overflaten som for eksempel metaller, svovel- og nitrogenoksider, ulike gasser, PAH, endotoksin (bakteriekomponent), muggsoppfragmenter og allergener, som trolig har stor betydning for hvor skadelig støvet er.

Svevestøveksposering kan bidra til å forverre en rekke luftveissykdommer ved å aktivere betennelsesreaksjoner i lungene. Eksposering til svevestøv ser også ut til å forårsake akutte effekter på hjerte-karsystemet. Dagens grenseverdier for luftforurensning er basert på vektkonsentrasjon av PM₁₀ og PM_{2.5}, og tar dermed ikke hensyn til støvets sammensetning med unntak av tungmetaller. Helsemyndighetene har fastsatt luftkvalitetskriterium for svevestøv som gjelder både døgnmiddel og årsmiddel (se Tabell 1).

2.1.4 Metaller

Tungmetaller i omgivelsesluft er funnet som metalliske grunnstoffer eller metalloksider som forekommer bundet til svevestøv. Det er mange forskjellige kilder som bidrar til utslipp av metaller, f.eks. trafikk, industri og andre forbrenningsprosesser. Produksjonen av anoder i aluminiumindustrien fører til utslipp av tungmetaller på grunn av metallinnholdet i råvarene som brukes og i reduksjonsmidlene (koks og kull). Utslipp av tungmetaller fra industrien avhenger både av produsert mengde og innholdet av tungmetaller i råvarene. Konsentrasjonene av tungmetaller i utslippene til luft er svært lave og derfor vanskelig å måle. Utslipp fra aluminiumsproduksjonen er derfor beregnet individuelt for hvert anlegg, basert på utslippsvolum.

Høye konsentrasjoner av metaller i luft har vist å forårsake uønskede helseeffekter ved inhalasjon. Metaller i luften kan også avsettes i jord og tas opp i planter. Inntak gjennom mat vil dermed også kunne føre til økt opptak hos mennesker. Forbrenningspartikler inneholder ofte vannløselige metaller (Zn, As, V, Ni). Disse har blitt satt i forbindelse med betennelsesreaksjoner. For bly (Pb), arsen (As), kadmium (Cd), mangan (Mn), nikkel (Ni) og vanadium (V) er det fastsatt grense- eller målsetningsverdier for å beskytte menneskers helse. Konsentrasjonene av arsen, kadmium og nikkel skal beregnes ut fra totalt innhold i PM₁₀-fraksjonen, som gjennomsnitt over et kalenderår.

⁵ <https://www.ssb.no/statbank/table/08942>

Bly, Pb

Veitrafikk pleide å være den dominerende kilden til bly i urbane områder da det ble brukt som tilsetning i bensin. Bruken av bly i bensin er faset ut, og dette er ikke lenger en viktig kilde. Industrielle kilder til bly (Pb) inkluderer batteriproduksjon og sekundær metallsmelting. Bly er en alvorlig miljøgift. Eksponering for bly kan påvirke hjerte, nervesystemet og immunsystemet. Det er ikke antatt helsevirkninger med dagens konsentrasjoner i luft i Norge, men fordi stoffet akkumuleres i organismer, representerer tidligere høye utslipp av stoffet en helsefare.

Arsen, As

Kilder til arsen i luft er vulkanutbrudd, bakteriell nedbrytning av arsenforbindelser, impregnering av trevirke, tobakk, fossilt brensel og industri. Alvorligste helsemessige konsekvens er utvikling av lungekreft og luftkvalitetskriteriet er fastsatt på bakgrunn av dette.

Utslippskilder for arsen er metallsmelteverk og kraftverk som forbrenner arsenrikt kull. Arsen er et kreftfremkallende stoff for mennesker, som etter inhalasjon i partikulært form kan påvirke lungene. Det finnes organiske og uorganiske arsenforbindelser i miljøet. Uorganiske arsenforbindelser (arsenat) er sterkt akutt og kronisk giftige for de fleste organismer, der selv små konsentrasjoner kan forårsake kreft. Organiske arsenforbindelser er derimot langt mindre giftige. Folkehelseinstituttet og Miljødirektoratet har fastsatt luftkvalitetskriterium for arsen på 2 ng/m³ som årsmiddelverdi.

Kadmium, Cd

Kilder til tungmetallet kadmium i luft er utslipp fra metallindustri. Totalt utslipp i Norge tilsvarer omtrent den mengden som kommer via langtransportert forurensning. Eksponering for kadmium i uteluft er gjennom svevestøv og tobakksrøyk (FHI). Største inntak er likevel via vann og mat. Kadmium kan ha effekter på luftveisystemene og langtidseksponering kan gi lungekreft. Direkte inhalasjon av kadmium i uteluft er generelt ikke ansett som et helseproblem, men nedfall kan gi opphopning i jord og økt inntak gjennom matvarer som igjen kan gi nyre- og skjelettskader. På denne bakgrunnen er det fastsatt et luftkvalitetskriterium på 2,5 ng/m³ som er strengere enn målsettingsverdien i direktivet. Luftkvalitetskriteriene er ikke juridisk bindende.

Kadmium (Cd) har hovedsakelig industrielle kilder. Det er klassifisert som et kreftfremkallende stoff for mennesker (gruppe I), dvs. at det er tilstrekkelig bevis for karsinogenitet hos mennesker. 50% av det kadmium som innåndes blir tatt opp og oppkonsentreres. Kadmium skilles meget langsomt ut og det er gjennom hele livet en oppbygning av kadmiumnivåene i kroppen. Eksponering for kadmium i arbeidsmiljø, samt eksperimentelle studier, har vist økt risiko for utvikling av lungekreft. I tillegg kan høyt inntak av kadmium føre til nedsatt nyrefunksjon.

Nikkel, Ni

Industri og forbrenning av olje og kull er viktigste kilder til nikkel. Eksponering kan gi risiko for å utvikle kreft i lunger, nese og strupe og det er fastsatt et luftkvalitetskriterium på 10 ng/m³ ut i fra dette. I praksis er den største helsemessige betydningen gjennom opptak i luft i arbeidsmiljø og gjennom sigaretttrøyk. Også nikkel er en skadestoff typisk for tungt industrialiserte områder og større byer. Nikkelforbindelser er kreftfremkallende for mennesker ved innånding. De påvirker luftveiene.

Kvikksølv, Hg

Kvikksølv forekommer i ulike kjemiske former, som uorganisk kvikksølv og metylkvikksølv. Avhengig av kjemisk form varierer også kvikksølvets evne til å utløse skade i forskjellige organer. Viktige utslippskilder av kvikksølv til luft er krematorier, avfallsforbrenning, metallindustri og andre forbrenningsprosesser. Siden kvikksølv akkumuleres i næringskjedene, vurderer WHO at det er viktig å holde luftforurensningen av kvikksølv så lavt som mulig for å hindre mulige helseeffekter i nær fremtid. Kvikksølv gir nyreskader og er skadelig for nervesystemet og kan gi celleforandringer.

Krom, Cr

Krom forekommer naturlig i jordskorpen i store mengder. Mest vanlig er 3-verdig krom (Cr III). Et visst inntak av krom gjennom mat er nødvendig og bidrar til energiomsetningen i kroppen, men for store mengder kan være skadelig. 6-verdig krom (Cr VI) vil omdannes til Cr III krom i kroppen, men denne omdanningen er skadelig og kan forårsake skader på nyrer, lever, hud, luftveier og kan føre til kreft. Derfor er det satt et luftkvalitetskriterium for Cr VI på 0,1 ng/m³. Andelen Cr VI i utslippet fra Øvre Årdal er ikke kjent.

2.2 Regelverk og anbefalinger

Ved vurdering av luftkvaliteten i et område sammenlignes målte eller beregnede konsentrasjoner med nasjonale og internasjonale luftkvalitetskriterier, grenseverdier og retningslinjer for luftkvalitet.

På bakgrunn av EUs luftkvalitetsdirektiv (European Commission, 2008) og EUs direktiv om arsen, kadmium, kvikksølv, nikkel og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i omgivelsesluft (European Commission, 2004) er det fastsatt grenseverdier og vurderingsterskler (øvre og nedre) i (Forurensningsforskriften, 2004) § 7-6 og § 7-7 oppsummert i Tabell 1. I tillegg viser tabellen luftkvalitetskriterier⁶ fastsatt av norske helsemyndigheter (FHI) som angir nivåer som er trygge for alle. Grenseverdier og målsetningsverdier i direktivene og forurensningsforskriften er juridisk bindende, mens luftkvalitetskriterier er anbefalinger.

⁶ <https://www.fhi.no/nettpub/luftkvalitet>

Tabell 1: Grenseverdier og målsetningsverdier som angitt i Forurensningsforskriften, EUs luftkvalitetsdirektiv (2008/50/EC) og EUs direktiv om arsen, kadmium, kvikksølv, nikkel og polysykliske aromatiske hydrokarboner i omgivelsesluft (2004/107/EC) samt luftkvalitetskriterier fastsatt av FHI. Med mindre annet er angitt er alle grenseverdier for årsmiddel. (d) = døgnmiddel, (t)=timesmiddel. Døgnmiddelkonsentrasjonen kan overskrides maksimalt 3 og 30 ganger per år for henholdsvis SO₂ og PM₁₀. Timesmiddel for SO₂ kan overskrides maksimalt 24 ganger per år.

Komponent	Grenseverdi	Målsetningsverdi	Øvre vurderings- terskel	Nedre vurderings- terske	Luftkvalitets- kriterium (FHI)
SO ₂	20 µg/m ³ 125 µg/m ³ (d) 350 µg/m ³ (t)				20 µg/m ³ (d)
PM ₁₀	25 µg/m ³ 50 µg/m ³ (d)		22 µg/m ³ 35 µg/m ³ (d)	20 µg/m ³ 25 µg/m ³ (d)	20 µg/m ³ 30 µg/m ³ (d)
PM _{2,5}	15 µg/m ³		12 µg/m ³	10 µg/m ³	8 µg/m ³ 15 µg/m ³ (d)
Bly	0,5 µg/m ³		0,35 µg/m ³	0,25 µg/m ³	0,1 µg/m ³
Arsen		6 ng/m ³	3,6 ng/m ³	2,4 ng/m ³	2 ng/m ³
Kadmium		5 ng/m ³	3 ng/m ³	2ng/m ³	2,5 ng/m ³
Kvikksølv					0,2 µg/m ³
Nikkel		20 ng/m ³	14ng/m ³	10ng/m ³	10 ng/m ³
Krom, Cr(VI)					0,1 ng/m ³

2.3 Fortynningskrav

Det er utført en enkel innledende kartlegging hvor utslippskomponentenes mengde, som angitt i utslippstillatelsen, er delt på grenseverdiene. Dette gir et sammenlignbart mål på nødvendig fortynning for å oppnå bakkekonsentrasjon innenfor grenseverdiene gitt at spredningsforholdene er like for alle komponenter (se Tabell 2). Svovel slippes i hovedsak ut fra pipene, mens støv og metallkomponenter i hovedsak kommer fra hallene. Generelt vil pipeutslipp fortynnes mer før det treffer bakken, mens hallutslippene når bakken tidligere med høyere konsentrasjon. Dette viser også resultatene i kapittel 4.

Som vist i Tabell 2 er det nikkel og arsen som krever mest fortynning relativt til grenseverdiene og luftkvalitetskriteriene.

Målsetningsverdien for krom gjelder krom VI, mens utslippet som er rapport fra Årdal gjelder totalt krom. Det er normalt så stor forskjell på totalt krom og krom VI at en sammenligning ikke er relevant her. Krom VI andelen i utslippet bør kartlegges dersom det er sannsynlig at det kan eksistere spor av dette i utslippet.

Tabell 2: Fortynningskrav beregnet ved å dele utslippsmengde på grenseverdi, målsetningsverdi eller luftkvalitetskriterium. Det er nikkel og arsen som har størst krav til fortynning. Prosenttallet i parentes er fortynningskravet relativt til nikkel.

Komponent	Utslipps- tillatelse (tonn/år) (* kg/år)	Grenseverdi/ målsetningsverdi ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Luftkvalitets- kriterium ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Fortynnings- krav grenseverdi ($\text{Gm}^3/\text{år}$)	Fortynningskrav luftkvalitets- kriterium ($\text{Gm}^3/\text{år}$)
Fluorider	114	-	-	-	-
SO ₂	438	20	-	21 900 (46%)	-
PM ₁₀ *	175	25	20	7 000 (15%)	8 750 (9%)
Bly (Pb)	90 (*)	0,5	0,1	180 (0,4%)	900 (1%)
Kadmium (Cd)	4,5 (*)	0,005	0,0025	900 (2%)	1 800 (2%)
Arsen (As)	115 (*)	0,006	0,002	19 167 (40%)	57 500 (61%)
Nikkel (Ni)	950 (*)	0,02	0,01	47 500 (100%)	95 000 (100%)
Kvikksølv (Hg)	0,05 (*)	0,02	0,2 (?)	3 (0,005%)	0,25

3 Metode og inngangsdata til spredningsberegningene

3.1 Meteorologiske forhold og data

Konsentrasjonene rundt anlegget avhenger i stor grad av de meteorologiske forholdene. Det er relativt liten variasjon i utslippene over året, men en kan se noe variasjon basert på utetemperatur. Dette betyr at en statistisk representasjon av meteorologien kan benyttes sammen med gjennomsnittlige utslippsrater for å beregne årsmiddel eller døgnmiddelkonsentrasjon. Maksimal timemiddelkonsentrasjonen er beregnet ved forskjellige vind- og stabilitetsforhold.

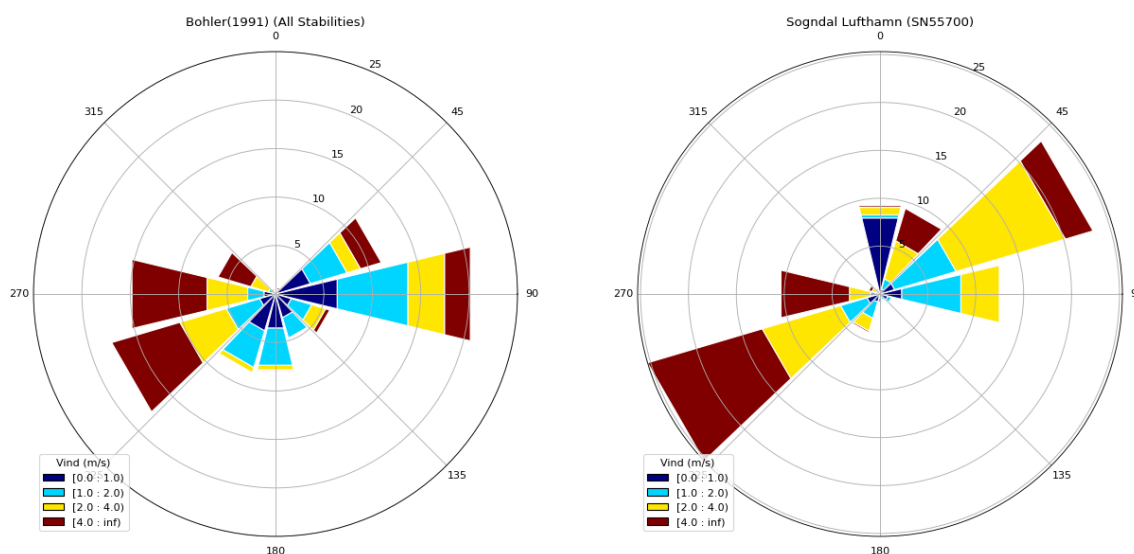
De topografiske forholdene i Øvre Årdal er kompliserte. Vind inn fra fjorden vil transportere utslippet fra verket inn dalen som splittes i to dalfører; Utladalen og Moadalen. Ved drenasjevind ned dalen vil utslippet transporteres utover Årdalsvatnet og sørover mot Årdalstangen.

Resultatene viser at det vil være størst fare for overskridelse av grenseverdiene nær verket. Spredningen av lavere konsentrasjoner opp dalførene og ned langs Årdalsvatnet er ikke behandlet detaljert.

NILU har i tidligere rapporter (Bøhler, 1991) analysert og beskrevet vindmålinger utført i 1972/73 (Semb et al., 1975) og i 1981/82. Vindmåleren var plassert på metallverket. Basert på disse målingene ble det etablert en vindretningsfordeling inndelt i 12 vindsektorer og 4 vindstyrkeklasser for sommer og vinter. Disse dataene er gjennomgått på nytt i forbindelse med denne studien og de er, i mangel av nyere verifiserte data, vurdert å fortsatt være representative for vindforholdene i Øvre Årdal. Det er

utført en sensitivitetsstudie ved bruk av andre ikke-verifiserte meteorologiske beregninger og måledata som er vist i Vedlegg B. Sensitiviteten viser at hovedkonklusjonene i rapporten ikke vil endres vesentlig ved endrede meteorologiske forhold innenfor denne variasjonen.

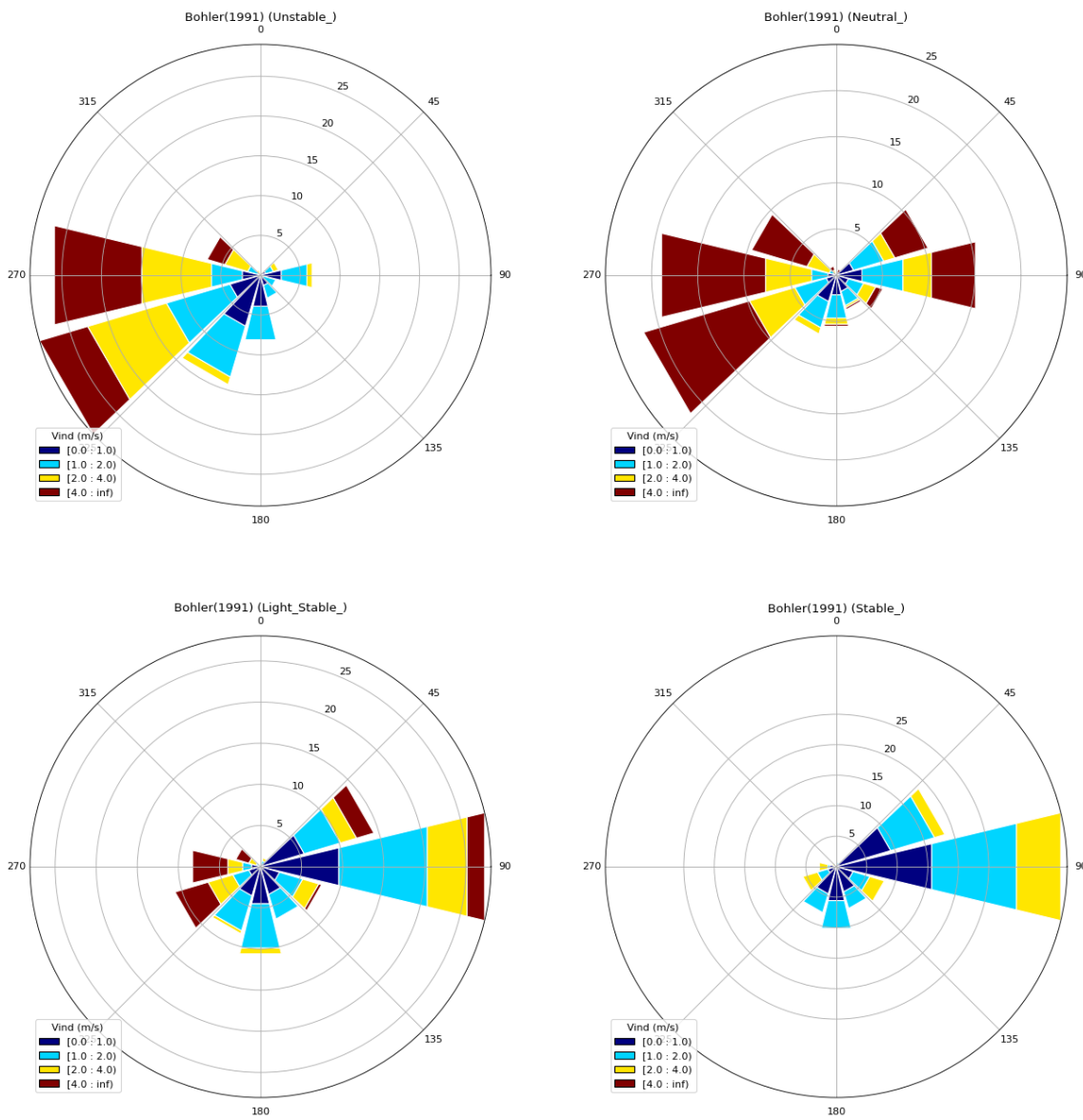
Vindrosen til venstre i Figur 3 viser kanaliseringen i dalen som er orientert øst-vest. Vindrosen er sammenstilt med vindrose fra Sogndal lufthavn over årene 2010-2020⁷. Dette er den nærmeste relevante målestasjonen med offisielle vindmålingstall. Sogndal lufthavn ligger på ca. 500m høyde inn mot Storehaugfjellet (1132) mot nord, som gir en forsterking av kanaliseringen øst-vest.



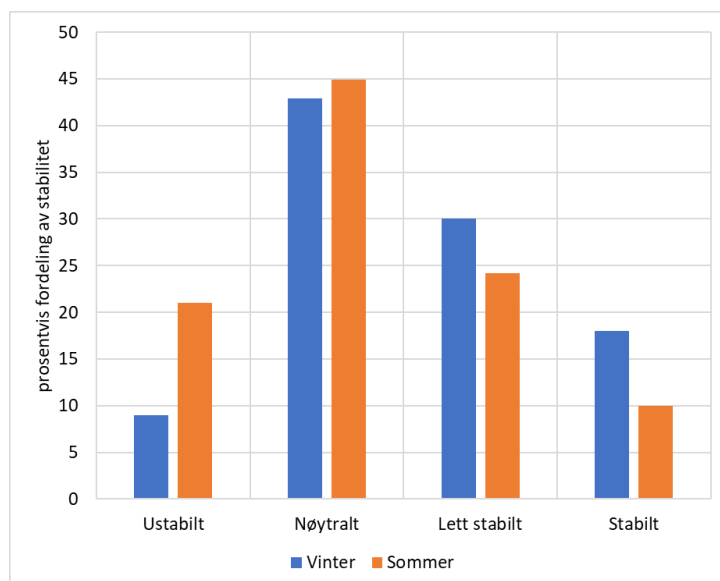
Figur 3: Vindrose for Øvre Årdal (venstre figur) benyttet i studien sammenstilt med vindrose fra Sogndal lufthavn for årene 2010-2020 (høyre figur). Vindrosen viser **vind fra** inndelt i hastighetsklasser og sektorer som angitt.

Da stabilitetsmålinger ikke er foretatt i Øvre Årdal, er atmosfærens stabilitet estimert av NILU basert på erfaringer fra tilsvarende områder. Denne vurderingen som ble gjort i 1991 er overordnet evaluert til å være fortsatt gyldig i dag. Statistisk bearbeidelse av meteorologi fordelt på 4 vindhastighetsklasser, 4 stabilitetsklasser og 12 vindsektorer er vist i Figur 4. Fordelingen viser at vind inn fjorden fra vest forekommer oftest ved nøytrale og ustabile forhold, mens vind ned dalen inntreffer oftest ved stabile forhold. Det er generelt kraftigere vind ved ustabile og nøytrale forhold enn ved lett stabile og særlig stabile forhold. Dataene viser også at vind inn fjorden med ustabile og nøytrale forhold forekommer oftest om dagen og sommeren, mens vind ned dalen med stabile forhold inntreffer oftest om natten og om vinteren (se Figur 5).

⁷ <https://seklima.met.no/>



Figur 4: Vindrose i Øvre Årdal ved forskjellige stabilitetsforhold samlet over året.



Figur 5: Fordeling av stabilitetsforhold mellom sommer og vinter. I beregningene er et årgjennomsnitt benyttet.

3.2 Metode for spredningsberegninger

3.2.1 CONCX

For å beregne maksimale timemiddelkonsentrasjoner nær utslippspunktene er CONCX-modellen benyttet (Bøhler, 1987). CONCX er en enkel og robust gaussisk spredningsmodell. Dette innebærer at det antas at konsentrasjonene er normalfordelt horisontalt og vertikalt normalt på vindretningen. CONCX beregner konsentrasjoner nedstrøms av et utslippspunkt ved ulike vindstyrker og ved ulike stabilitetsforhold i atmosfæren. Som inngangsdata til modellen behøves opplysninger om pipehøyde, høyde på bygninger rundt (pga. bygningsturbulens), utslippshastighet og temperatur på avgassen (for å beregne termisk løft). Modellen beregner deretter maksimale bakkekonsentrasjoner som funksjon av avstand fra kilden.

3.2.2 CONDEP

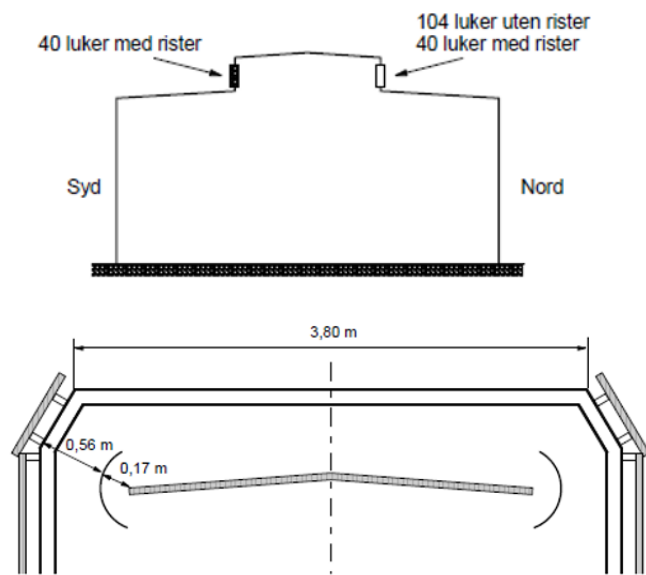
CONDEP (Bøhler, 1987) er en robust modell for beregning av middelkonsentrasjoner i luft for år og halvår fra skorsteinsutslipp og hallutslipp, tilpasset norske forhold. Modellen har en innebygget modul for utslipp gjennom takspalter. Modellen er som CONCX en stasjonær gaussisk spredningsmodell. Spredningsdata for modellen består i en oppdeling av forekomst for vindhastighet, vindretning og spredningsklasser i 12 sektorer for vindretning, 4 klasser av vindhastighet og 4 ulike spredningsforhold, der spredningsforholdene er klassifisert i fire klasser; ustabile (U), nøytrale (N), lett stabile (LS) og stabile (S) atmosfæriske forhold. Utover meteorologiske data krever CONDEP tilsvarende inngangsdata som CONCX for pipeutslipp.

3.3 Karakterisering av utslippet

Utslippkildene fra aluminiumsverket kan deles inn i to kategorier:

- Punktutslipp (skorsteiner og rensetårn)
- Hallutslipp (åpninger i halltaket, passiv hallventilasjon)

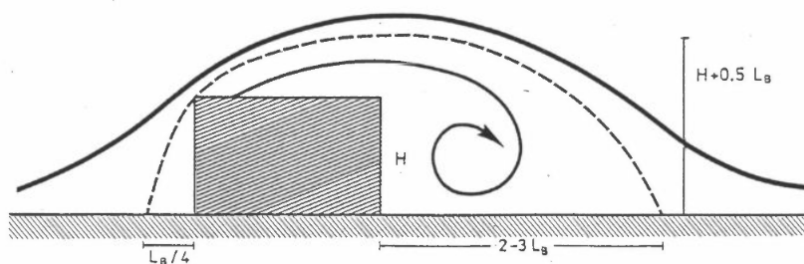
Hall A og B har en konfigurasjon med 40 luker med rister på sørsiden og 104 luker uten rister og 40 luker med rister på nordsiden (Figur 6, øverst). Hall C har toppluker med rister (Figur 6, nederst).



Figur 6: Øverst: Hall A/B sin konfigurasjon for utslipp fra halltaket langs vertikale luker og rister, Nederst: Hall C sin konfigurasjon for utslipp fra halltak med horisontal åpning med rister. Kilde: Resirkulasjon av avgasser i elektrolysehallene, Årdal metallverk, Håkon Skistad, 2015.

Et vertikalt utslipp fra en pipe vil løftes ved sitt moment som avhenger av utløpshastigheten. I tillegg vil utslippet få oppdrift ved varmeoverskuddet i røykfanen. Hvis vindhastigheten er stor i forhold til momentet og oppdriften, vil røyken kunne trekkes ned på le-siden av skorsteinen.

Dersom utslippet skjer i nærheten av en bygning, kan røyken trekkes ned mot bakken på grunn av strømningsmønsteret over og rundt bygningen (se Figur 7, hentet fra (Bøhler, 1985)). Som en tommelfingerregel for Årdal med langstrakte haller, kan man si at utslipp fra en pipe i høyde mindre enn 1,5 ganger bygningshøyden vil fanges i le-sonen til bygningen.



Figur 7: Illustrasjon av resirkulasjonen bak en bygning. Utslippet fra en kilde/pipe med høyde under 1,5 ganger bygningshøyden vil delvis fanges i vaken bak bygningen.

Dette betyr at utslippet fra hallene i større eller mindre grad vil fanges på le-siden av bygningene. Dette avhenger igjen av vind og stabiliteten. At vinden dominerende kommer inn på langs av bygningene i Øvre Årdal og at det er flere bygninger samlet, gjør dette bildet ytterligere komplisert, og det er ikke mulig å bruke generiske uttrykk som beskriver dette presist for Årdal. Målinger for rektangulære haller utført i vindtunnel viser at for et utslipp i høyde 1,5 ganger bygningshøyden og med vind 45° på bygningen, så underestimerer tradisjonelle spredningsmodeller konsentrasjonen med omtrent en faktor 3 (Perry et al., 2016).

Ved parameteriseringen i CONDEP vil hallutslippet gå fri av bygningene ved lave vindhastigheter, men i sin helhet fanges og bli en bakkekilde på le-siden ved høyere vindhastigheter. I praksis, med de meteorologiske dataene som er benyttet i denne studien, vil utslippet fanges i ca. 45% av tiden, men gå fri i 55% av tilfellene. Dette regnes som en konservativ antagelse, som har stor betydning for konsentrasjonene som beregnes nært anlegget. I virkeligheten vil også en viss andel fanges ved lavere hastigheter, men gradvis økende andel ved økende vindhastigheter.

Alternativet til en slik antagelse vil være å gjøre detaljerte vind- og konsentrasjonsmålinger rundt anlegget og/eller tilsvarende detaljerte strømningsberegninger (CFD) av utslippet.

Årdal har selv gjort målinger av resirkulasjonen mellom hallutslipp og konsentrasjoner på luftinntak fra 6% til opp mot 9% av utslippet, utslippsrapportering blir imidlertid ikke korrigert for dette forholdet. En eldre studie med sporstoff viser tilsvarende mellom 5% og 11% konsentrasjon på luftinntaket (Lamb & Skogvold, 1978). Luftinntaksprosentene representerer konsentrasjonen på bakkenivå helt inntil bygningen. Det er viktig å påpeke at denne prosentatsen ikke er representativ for konsentrasjonen lenger nedstrøms bygningen, som ved forhold som gir nedslag, vil kunne være vesentlig høyere enn der hvor luftinntakene er plassert. Dette bekreftes til dels av vindtunnelforsøk (Perry et al., 2016).

I følge data mottatt fra Årdal Metallverk kommer omtrent 90% av svovelutslippet fra pipene, mens ca. 80% av støvutslippet med tilhørende metallkomponenter kommer fra hallene.

Det er svært få kjente konsentrasjonsmålinger som er utført på utslippskomponenter fra hallene i Øvre Årdal. Thrane (1983) og Semb et al. (1975) utførte målinger av fluorider som i dag hovedsakelig (ca. 76%) slippes ut fra hallene. Hak og Castell (2012a) målte ukemiddel av SO₂ med passive prøvetakere. SO₂ slippes i hovedsak ut fra pipene i større høyde og vil derfor ha et spredningsmønster som ikke gir like høye bakkekonsentrasjoner nært anlegget.

Tabell 3 viser utslipp i utslippstillatelsen som kilogram per time eller år, sammen med maksimalt rapportert årsutslipp i årene 2018 til 2020. Merk at tillatelsen for enkelte komponenter kun gjelder utslipp fra elektrolysehallene, mens maksimalt rapportert utslipp er for hele anlegget. Tabellen viser kun nivåer i utslippstillatelsen som gjelder fra 1.1.2022, for enkelte komponenter er det et høyere nivå per dags dato. Tillatelse til diffust utslipp, uten krav til målinger, men årlig vurdering, er gitt i parentes. Arsen og nikkel, som etter Tabell 2 krever størst grad av fortykning, ligger på henholdsvis 64% og 56% av tillatelsen.

Tabell 3: *Utslippsnivåer gjengitt fra tillatelsen 2000.0099.T sammen med maksimalt rapporterte utslipp i perioden 2018 til 2020 i norske utslipp. (m) indikerer månedsverdier. Tabellen viser kun nivåer som gjelder fra 1.1.2022. (*) Tillatelsen gjelder kun utslipp fra elektrolysehallene, maksimalt rapportert utslipp er for hele anlegget. Øvrige utslipp er totalutslipp for anlegget.*

Komponent	Utslipps-tillatelse (kg/t)	Utslipps-tillatelse (kg/år) (diffust utslipp i parentes)	Maksimalt rapportert utslipp 2018-2020 (kg/år)	Andel hall/pipe-utslipp
SO ₂	50 (*)	438 000 (*)	385 999	90% pipe
SO ₂ (m)	65 (*)			
Fluorider	10 (*)	87 600 (*)	107 600	76 % hall
Fluorider (m)	12 (*)			
Støv	20 (*)	175 000 (+3000)	155 927	79 % hall
Støv (m)	25 (*)			
Arsen		115 (+0,5)	74	79 % hall
Bly		90 (+1)	72	79 % hall
Kadmium		4,5 (+0,05)	4	79 % hall
Krom (total)		20 (+2,5)	19	79 % hall
Kvikksølv		0,05 (+0,001)	0	79 % hall
Nikkel		950 (+10)	534	79 % hall

3.4 Bakgrunnskonsentrasjoner

Alle lokale kilder gir bidrag til konsentrasjoner i lufta. I tillegg vil det også være et bakgrunnsnivå av de aktuelle komponentene i lufta. Dette er et bidrag som kommer fra alle kilder i et regionalt og globalt perspektiv, både naturlige og menneskeskapte. Bakgrunnskonsentrasjoner i Årdal-regionen er hentet fra databasen i EMEP (EMEP, 2019). Denne gir bakgrunnskonsentrasjoner som vist i Tabell 4. Disse konsentrasjonene må legges til konsentrasjonene estimert i spredningsberegningene som er presentert i kapittel 4.

Forurensninger i luft og nedbør er overvåket ved norske bakgrunnsstasjoner innen programmet for atmosfæriske tilførsler (Bohlin-Nizzetto et al., 2021). Den nærmeste bakgrunnsstasjonen er Kårvatn, som ligger 70 km sørøst for Kristiansund og 170 km nord for Årdal. SO₂-årsmiddelet i 2010 på Kårvatn var 0,03 µg S/m³ (Aas et al., 2013). Tungmetaller i luft blir ikke målt ved Kårvatn. Årsmiddelkonsentrasjoner av tungmetaller i PM₁₀ ved Birkenes, bakgrunnsstasjonen i Aust-Agder, er vist i for årene 2011 og 2020.

Tabellen viser blant annet at både nikkel og arsen-nivåene har gått betydelig ned mellom 2011 og 2020.

Tabell 4: Bakgrunnsnivåer av SO₂ og PM₁₀ på Vestlandet (EMEP) og ved to bakgrunnsstasjoner. Bakgrunnsnivå av tungmetaller ved Birkenes er også listet opp sammenlignet mellom årene 2011 og 2020

Komponent	EMEP	Kårvatn 2020	Birkenes 2011	Birkenes 2020
SO ₂ *	0,09 µg S/m ³	0,027 µg S/m ³	0,11 µg S/m ³	0,060 µg S/m ³
PM ₁₀	2,2 µg/m ³	2,9 µg/m ³	7,0 µg/m ³	5,2 µg/m ³
Tungmetaller	-		0,33 ng/m ³ As 0,05 ng/m ³ Cd 0,71 ng/m ³ Cr 0,04 ng/m ³ Co 0,93 ng/m ³ Cu 1,70 ng/m ³ Pb 0,61 ng/m ³ Ni 0,61 ng/m ³ V 6,10 ng/m ³ Zn	0,16 ng/m ³ As 0,019 ng/m ³ Cd 0,19 ng/m ³ Cr 0,020 ng/m ³ Co 0,33 ng/m ³ Cu 0,57 ng/m ³ Pb 0,15 ng/m ³ Ni 0,28 ng/m ³ V 4,1 ng/m ³ Zn

* 1 µg S/m³ tilsvarer 2 µg/m³ av SO₂

4 Resultat og diskusjon

Dette kapitlet presenter resultat fra spredningsberegningene for korttidsmiddel, dvs. timesmiddel og døgnmiddel, og årsmiddel med de aktuelle meteorologiske dataene. For enkelte kritiske komponenter er det utført beregninger både for nivåene i utslippstillatelsen og med de reelle utslippsnivåene.

4.1 Beregnede maksimale korttidsmiddel konsentrasjoner

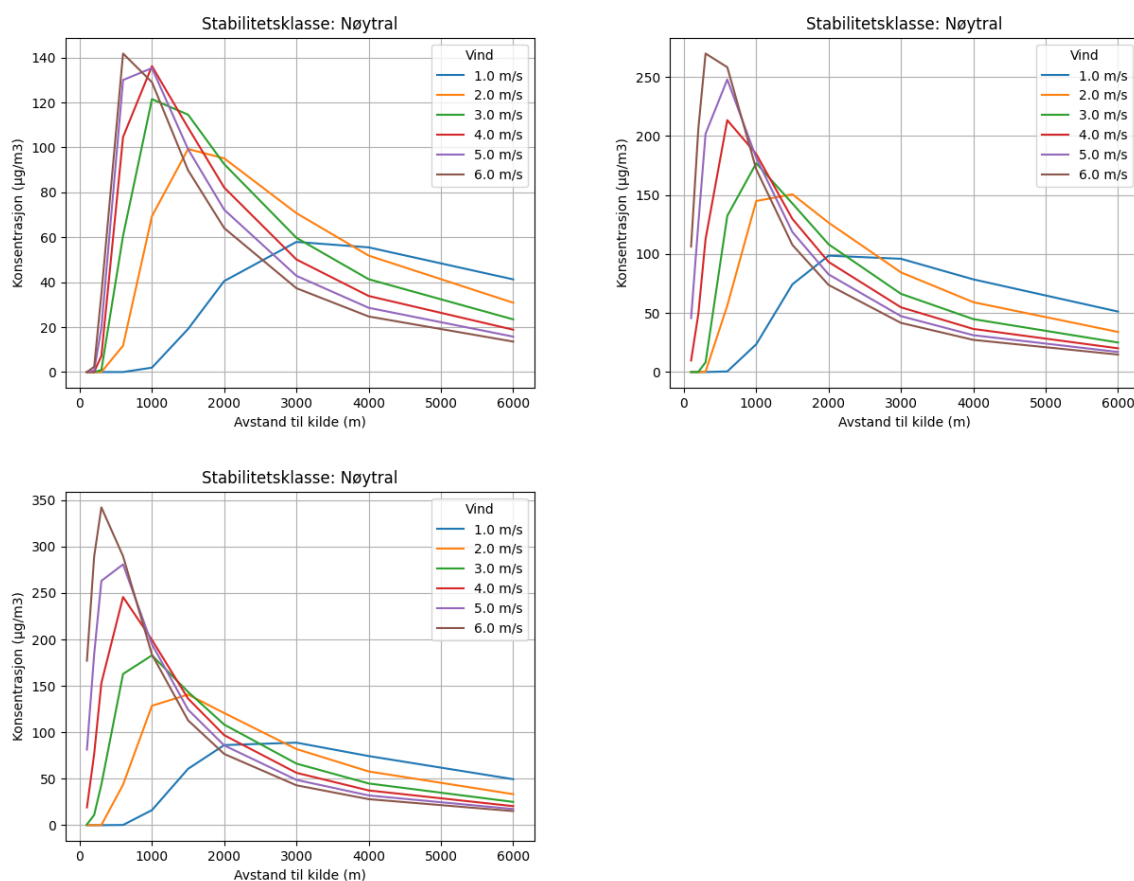
4.1.1 SO₂ timesmiddel

Det er utført noen forenklete beregninger med CONCX hvor alt utslipp av svovel gitt i utslippstillatelsen er lagt til én pipe av gangen. Å legge alt utslippet til én pipe er en svært konservativ første antagelse. Det er benyttet tre forskjellige pipekonfigurasjoner, T04, T09 og T13 (se Vedlegg A). Ca. 90 % av utslippet fra anlegget kommer fra denne typen piper. T13 er en pipe med stor diameter og relativt lav hastighet på utslippet, mens T04 har liten diameter og relativt høy hastighet.

I avstand 500 m til 1 km unna anlegget vil maksimale timesmiddelkonsentrasjoner være høyest ved nøytrale forhold. Det ligger et boligfelt ca. 500-600 meter øst for T13. Figur 8 viser resultatet med pipekonfigurasjon T04, T09 og T13 dersom alt utslipp henholdsvis er lagt til hver av disse pipene. Dette viser at selv ved den aller mest konservative antagelsen; alt utslipp lagt til T13, er konsentrasjonen under grenseverdien for timesmiddel på 350 µg/m³. Reelle utslipp av SO₂ fra T13 og tilsvarende piper er ca. 20% av totalutslippet, utslippet fra T04 og tilsvarende piper som har en maksimumskonsentrasjon på 140 µg/m³ er ca. 40% av totalutslippet, og utslippet fra T09 og tilsvarende piper som har en maksimumskonsentrasjon på 250 µg/m³ er ca. 30% av totalutslippet. Resterende 10% er utslipp fra hallene. Dersom alle disse pipene var samlokalisert, ville timekonsentrasjonen derfor være maksimalt i underkant av 250 µg/m³. Det faktum at pipene ikke er samlokalisert øker fortykningen

ytterligere. Det betyr at den reelle maksimumskonsentrasjonen vil være vesentlig lavere enn $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Fra klassisk empirisk teori kan middelkonsentrasjonen på 15-minutts tidsskala beregnes ved faktoren $(60/15)^n$, hvor n er en eksponent typisk større enn 0,3 for høye piper (Brancher et al., 2017). Dersom en eksponent 0,43 brukes, som er typisk for stabile forhold nær kilden (Piringer et al., 2015), så vil timeskonsentrasjoner over ca. $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ kunne gi 15-minutts middelkonsentrasjoner over $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Det regnes som lite sannsynlig at luftkvalitetskriteriet for 15-minuttsmiddel SO_2 vil kunne overskrides.

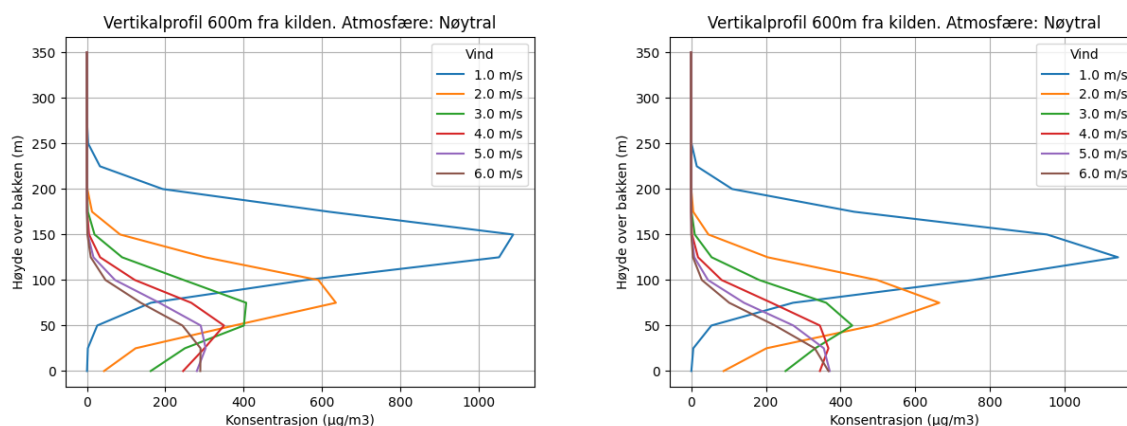


Figur 8: Timesmiddelmiddelkonsentrasjoner beregnet med CONCX for nøytrale atmosfæriske stabilitetsforhold ved pipekonfigurasjonene T04 (øverste til venstre), T09 (øverste til høyre) og T13 (nederst).

Resultatene som er vist i Figur 8 tar ikke hensyn til topografi. Den effektive høyden til røykfanen vil reduseres dersom terrenget er høyere enn kilden, men denne reduksjonen avtar med avstanden til kilden. Med en pipe på 30 meter høyde, vil røykfanens høyde typisk reduseres med ca. 30% av høydeforskjellen mellom utslippspunkt og terreng på 600 meters avstand, og 10% av høydeforskjellen på 900 meters avstand (Bøhler, 1987). På mer enn 1 km avstand vil effekten av terreng være neglisjerbar.

Høydeforskjellen mellom anlegget og boligfeltet mot øst er ca. 60 meter. 30% av dette gir en effektiv terrengfaktor på 9 meter. Det er utført en beregning for T13 hvor en terrengfaktor på 9 meter er lagt inn. Figur 9 viser vertikale profiler 600 meter fra kilden med og uten terrengfaktor. Bakkekonsentrasjonen for vindhastighetene 4 m/s til 6 m/s, som gir den høyeste konsentrasjonen, øker med ca. 20% ved å ta hensyn til terrengfaktoren. Maksimalt timesmiddel er vurdert å være

vesentlig under $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og 20% økning vil ikke endre på konklusjonen om at grenseverdien for timesmiddel er overholdt.



Figur 9: Vertikalprofiler for timesmiddelskonsentrasjon beregnet med CONCX. Høyre: uten terrengfaktor. Venstre: ved å hensynta ca. 60 meter høydeforskjell mellom anlegget og boligfeltet 600 meter mot øst (effektiv terrengfaktor på 9 meter)

4.1.2 SO₂ døgnmiddel

Som vist i foregående kapittel, gir nøytrale betingelser de høyeste konsentrasjonene i avstand 1-3 km fra anlegget. Når det blåser ut fjorden er det typisk lett stabile forhold med lavere vindhastigheter. Det medfører mindre grad av fortykning, men også at utslippet når bakken på lenger avstand fra kilden.

Det er forenklet antatt nøytrale forhold og vindhastighet på 3 m/s. Disse forholdene er antatt å vedvare i 12 timer. Slike forhold er mer typisk når det blåser inn fra fjorden enn ved fallvinder fra dalene, derfor er døgnmiddelskonsentrasjonen vist ved vind fra 240 graders sektoren. Merk at det også kan forekomme vind under disse forholdene fra andre retninger, selv om det er mer sjeldent.

Det presiseres at 12 timer vedvarende vind med samme styrke i samme sektor er en konservativ forenkling.

Resultatene i Figur 10 viser at konsentrasjonen er langt under grenseverdien for døgnmiddel ($125 \mu\text{g}/\text{m}^3$), men at det er en teoretisk mulighet for konsentrasjoner over gjeldende luftkvalitetskriterium for døgnmiddel på $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Tidligere målinger av SO₂ i Årdal utført med passive målere har indikert ukkesmiddelskonsentrasjoner av denne størrelsesorden (Hak & Castell, 2012a).

Merk at WHO har økt sin anbefaling til maksimalt døgnmiddel fra $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ til $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (World Health Organization, 2021). Det er grunn til å tro at FHI vil følge opp WHO sin anbefaling når luftkvalitetskriteriene skal revideres.

Effekten av topografi er diskutert i kap. 4.1.1. Konsentrasjonen vil kunne være rundt 20% høyere i boligområdet øst for anlegget, men dette endrer ikke konklusjonene for SO₂ døgnmiddel.



Figur 10: Døgnmiddelkonsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) for SO_2 ved forhold som gir maksimale nivåer i 1-3 km avstand fra anlegget. Merk at konturene gir et forenklet bilde, og med vind fra vest vil utslippet følge et av dalførene østover (Moadalen) eller nord-østover (Utladalen). Det er også sannsynlig at utslippet kan dra over åsenryggen øst for Moakamben og videre opp Utladalen herfra, omtrent i den retningen som konturene angir. Figuren illustrerer at det ikke vil være overskridelse av forskriftens grenseverdi.

4.1.3 Støv døgnmiddel

Årdal Metallverk rapporterer totalt støvutslipp og utslippstillatelsen har satt en maksimal grense for utslipp på 25 kg/time (månedsverdi). Støvet slippes i hovedsak ut fra hallene. Det er ikke kjent hvor stor andel av dette støvet som er i PM_{10} -fraksjonen eller $\text{PM}_{2,5}$ -fraksjonen. Som en første konservativ tilnærming er derfor hele støvutslippet antatt å være i $\text{PM}_{2,5}$ -fraksjonen.

Ved nøytrale forhold og vindhastighet på 3 m/s, som benyttet for SO_2 døgnmiddel over, vil hallutslippet i sin helhet fanges og bli en bakkekilde ifølge parameteriseringen i CONDEP. Dette regnes som en alt for konservativ antagelse og derfor er vinden fordelt mellom 1,5 m/s og 3 m/s innenfor døgnet som gir at 50% av utslippet vil fanges. Figur 11 viser at den resulterende døgnmiddelkonsentrasjonen i avstand 500 meter fra anlegget er mellom 15 og 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. I perioder hvor støvbidraget fra andre kilder som vedfyring og veistøv er betydelig, kan støvutslippet fra anlegget bidra til at døgnmiddelverdien på 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ overskrides, men dette vil kun være gjeldende i en radius av noen hundre meter fra anlegget. Maksimalt antall tillate overskridelser er 30 i løpet av et kalenderår.

Målinger av støv utført i Øvre Årdal viste ingen overskridelse av PM_{10} i 2007 eller 2009. I 2008 var det enkelte overskridelser, men det er ikke kjent hva bakgrunnen for verdiene over grenseverdien var. I følge norske utslipp var utslippet i 2008 og 2009 sammenlignbart med nivået de seneste år. Utslippet i 2007 var 6-7 ganger høyere enn i 2008/2009.

Utstrekningen av eventuell overskridelse av luftkvalitetskriteriet for døgnmiddel $\text{PM}_{2,5}$ (15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) avhenger av bidraget fra andre kilder og andelen $\text{PM}_{2,5}$ i støvutslippet fra hallene. Resultatene med de gjeldende antagelsene viser at anlegget potensielt kan bidra til overskridelse av luftkvalitetskriteriet for $\text{PM}_{2,5}$.

I CONDEP-modellen vil vindhastigheter 2-4 m/s og høyere bringe kilden til bakken ved bygningsturbulens. Effekten av topografi vil derfor ikke være så viktig for å estimere maksimal bakkekonsentrasjon fra støvutslippet. Dette gjelder også for utslipp av tungmetaller og fluorider.



Figur 11: Døgnmiddelkonsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) for støv ved forhold som gir maksimale nivåer i 1-3 km avstand fra anlegget. Det er antatt vind fra 240 grader vest, det kan også forekomme slike vindforhold fra øst selv om det er mer sjeldent. Antatt bakgrunnsnivå er ikke lagt til i beregningen her.

4.2 Beregnede årsmiddelkonsentrasjoner

For beregning av årsmiddelkonsentrasjoner er fordelingen av vindstyrke, vindretning og stabilitet som angitt i kap. 3.1 benyttet. Effekten av å benytte annen meteorologi er gitt i Vedlegg B.

4.2.1 SO_2

Basert på utslippet i utslippstillatelsen på gjennomsnittlig 50 kg/t er det beregnet en årsmiddelkonsentrasjon for svoveldioksid i Øvre Årdal som angitt i Figur 12. Det er ingen overskridelse av årsmiddel grenseverdi på $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -konturen vil kunne strekke seg omtrent én km nedstrøms anlegget i dominerende vindretning. $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -konturen brer seg både oppover og nedover dalen.

Effekten av topografi er diskutert i kap. 4.1.1. Konsentrasjonen vil kunne være rundt 20% høyere i boligområdet øst for anlegget, men dette endrer ikke konklusjonene for SO_2 årsmiddel.

Ved stabile forhold vil utslippet kunne stabilisere seg i et sjikt i en viss høyde over bakken. Den forurensede luften vil da kunne spre seg utover fjorden og/eller innover dalen avhengig av vindforholdene. Den gang fluorutslippet var betydelig mye større enn i dag, kunne man se svimerker i vegetasjonen i typisk 700-800 meters høyde over Øvre Årdal (Bøhler, 1991).



Figur 12: Årsmiddelkonsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) for SO_2

4.2.2 Støv

Basert på utslippet i utslippstillatelsen på gjennomsnittlig 20 kg/t er det beregnet en årsmiddelkonsentrasjon for støv i Øvre Årdal som angitt. Det er ingen overskridelser av årsmiddel grenseverdi på $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ved bidraget fra anlegget alene.

Fagbrukertjenesten for luftkvalitet⁸ oppgir en årsmiddel PM_{10} på maksimalt $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i Farnes som gjennomsnitt over årene 2016-2020, av dette er industribidraget beregnet til å være 2,5%. Tilsvarende oppgir fagbrukertjenesten årsmiddel $\text{PM}_{2,5}$ på maksimalt $3,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og industribidraget på 6,1%. Bakgrunnsnivået på Birkenes er $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Dersom bakgrunnsbidraget til PM_{10} inkludert andre lokale kilder skulle være på $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, så vil $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -konturen vise utbredelsen av årsmiddel på $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Denne viser at områder over grenseverdien begrenses til selve anleggsområdet, og det ubebodde området like øst for anlegget. Dette resultatet vil reduseres med PM_{10} -fraksjonen i totalt støvutslipp.

Dersom bakgrunnsbidraget til $\text{PM}_{2,5}$ inkludert andre lokale kilder skulle være på $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, så vil $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -konturen vise utbredelsen av årsmiddel på $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Denne viser at området like utenfor anlegget potensielt kan ligge over grenseverdien for årsmiddel. Dette resultatet vil reduseres med $\text{PM}_{2,5}$ -fraksjonen i totalt støvutslipp. Støvkonsentrasjonen avtar raskt med avstand til anlegget.

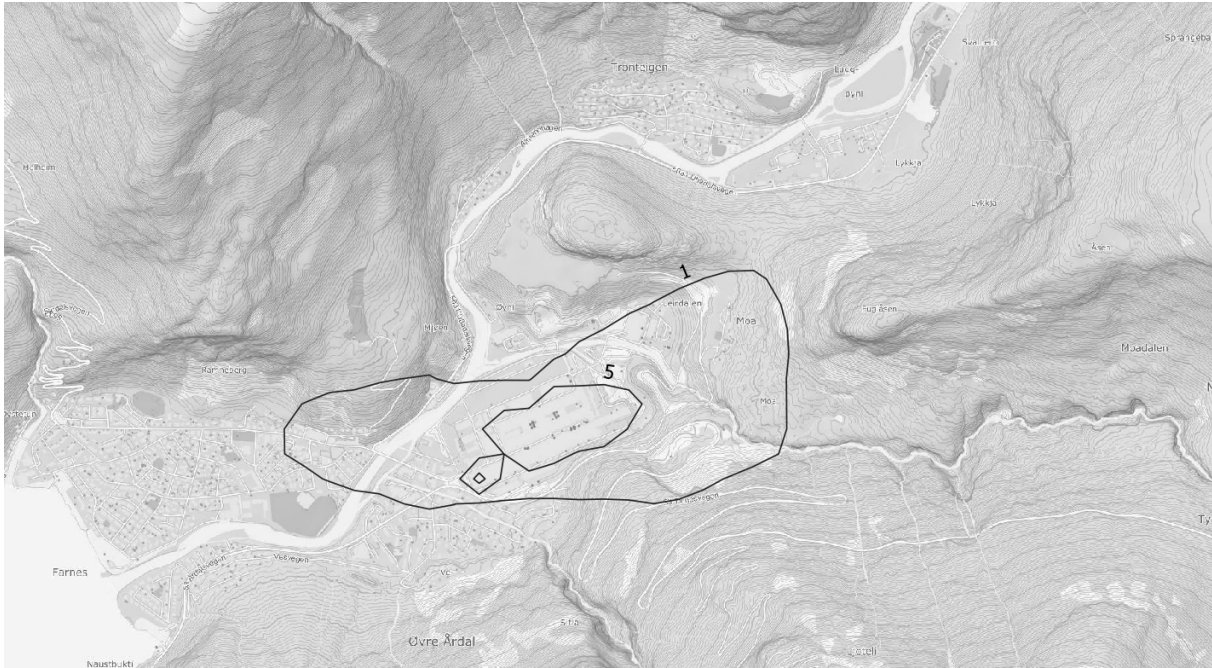
⁸ <https://www.miljodirektoratet.no/tjenester/fagbrukertjeneste-for-luftkvalitet>



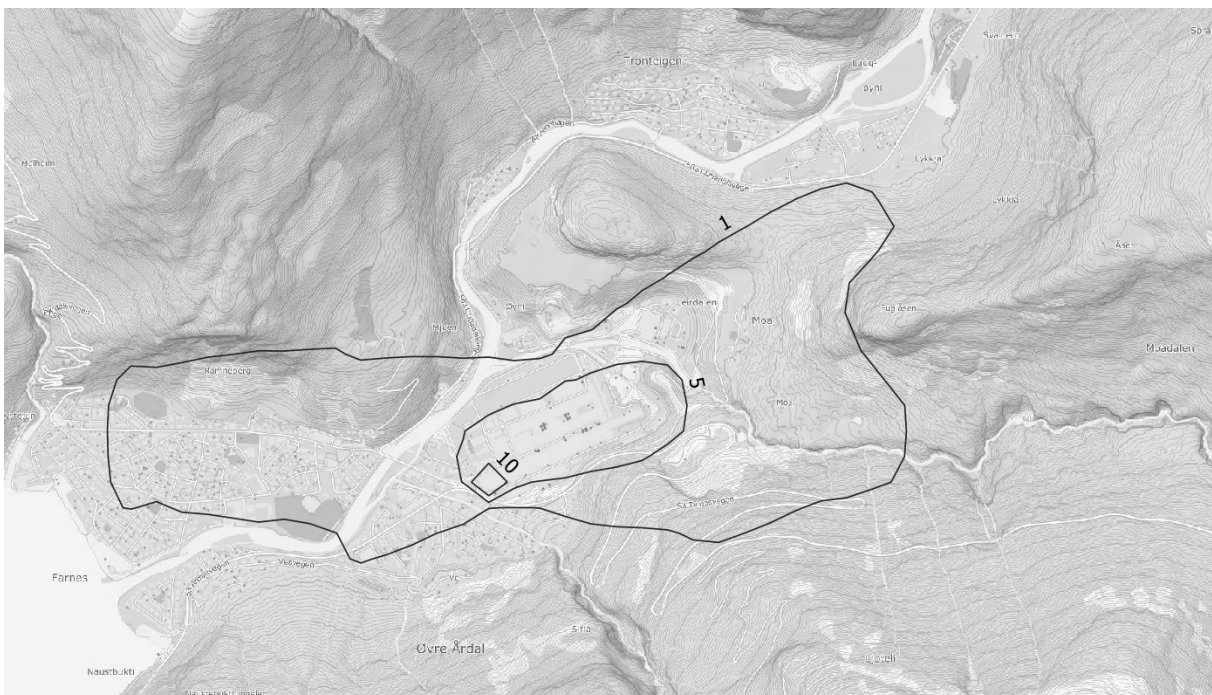
Figur 13: Årsmiddelkonsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) for støv

4.2.3 Fluorider

Det er ingen gjeldende anbefalinger til fluoridkonsentrasjoner i luft. WHO har tidligere angitt en nedre grense på $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for skade på miljø. Denne grensen skal også være trygg for buskap og mennesker. Det er gassformig fluorid som lettest tas opp hos planter og dyr og dermed forårsaker de største skadene (Aluminiumsindustriens Miljøsekretariat, 1994). Figur 14 viser årsmiddelkonsentrasjonen for gassformige fluorider ved utslippsnivåene i utslippstillatelsen. Denne viser at det vil være et visst område rundt anlegget som potensielt vil kunne eksponeres for nivåer over WHO's tidligere anbefaling på $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Merk at denne anbefalingen ikke lenger er opprettholdt. Figur 15 gir spredningen av totalt fluorid (gassformig og partikulært).



Figur 14: Årsmiddelkonsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) for gassformige fluorider (HF). Utslippsmengden er angitt av Årdal metallverk til å være gjennomsnittlig 7 kg/t.

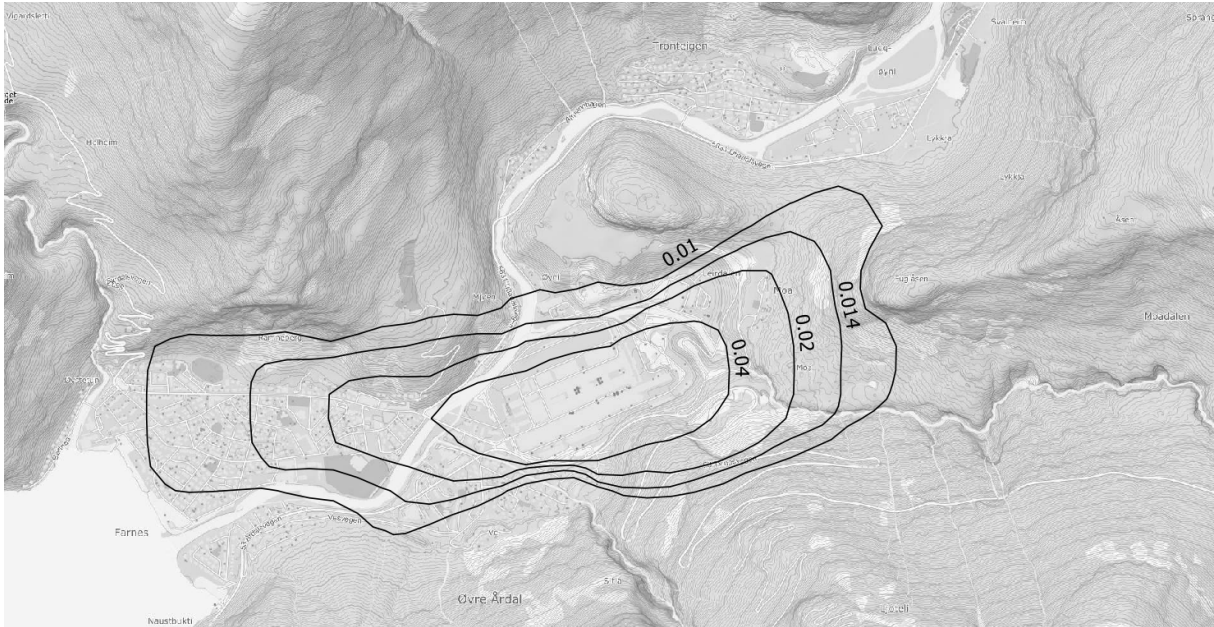


Figur 15: Årsmiddelkonsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) for både gassformig og partikulært fluorid med utslippsmengde som gitt i utslippstillatelsen.

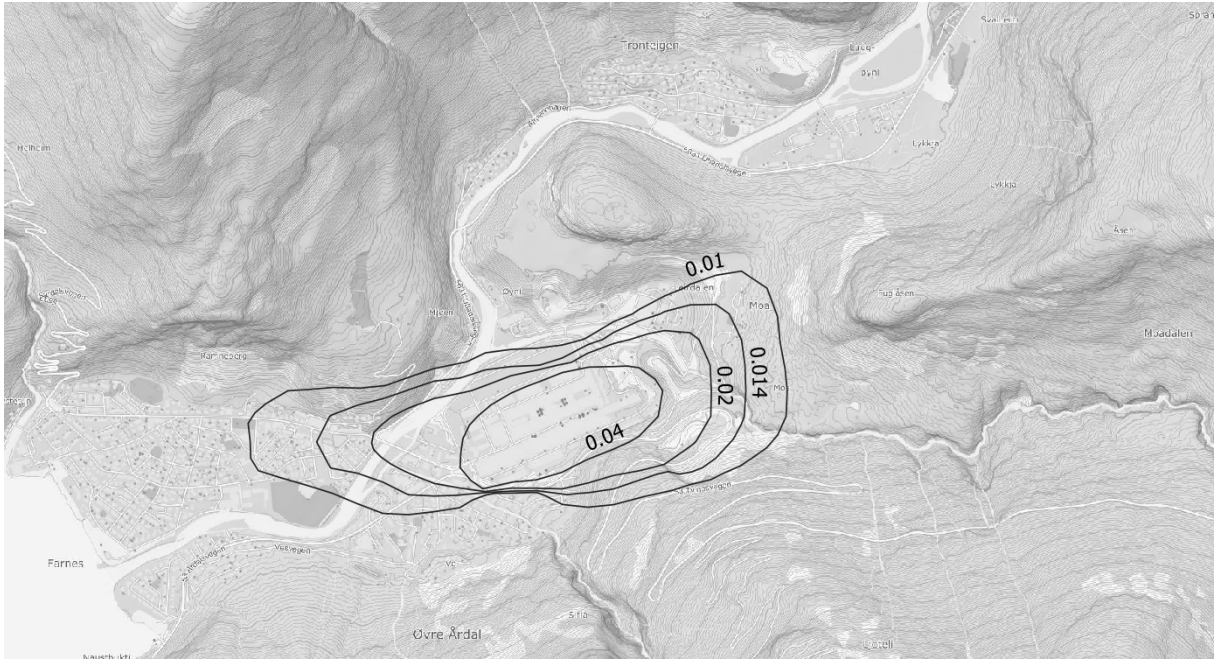
4.2.4 Tungmetallutslipp

Utslipet av tungmetaller er antatt å ha samme fordeling mellom piper og haller som støvutslippet. Figur 16 viser årsmiddelkonsentrasjonen ved utslippet som er angitt i utslippstillatelsen. Figuren viser at målsetningsverdien for nikkel ($20 \text{ ng}/\text{m}^3$) overskrides i boligområdene vest og øst for anlegget. Omtrent hele Øvre Årdal dekkes av konturen for luftkvalitetskriteriet ($10 \text{ ng}/\text{m}^3$). Figur 17 viser

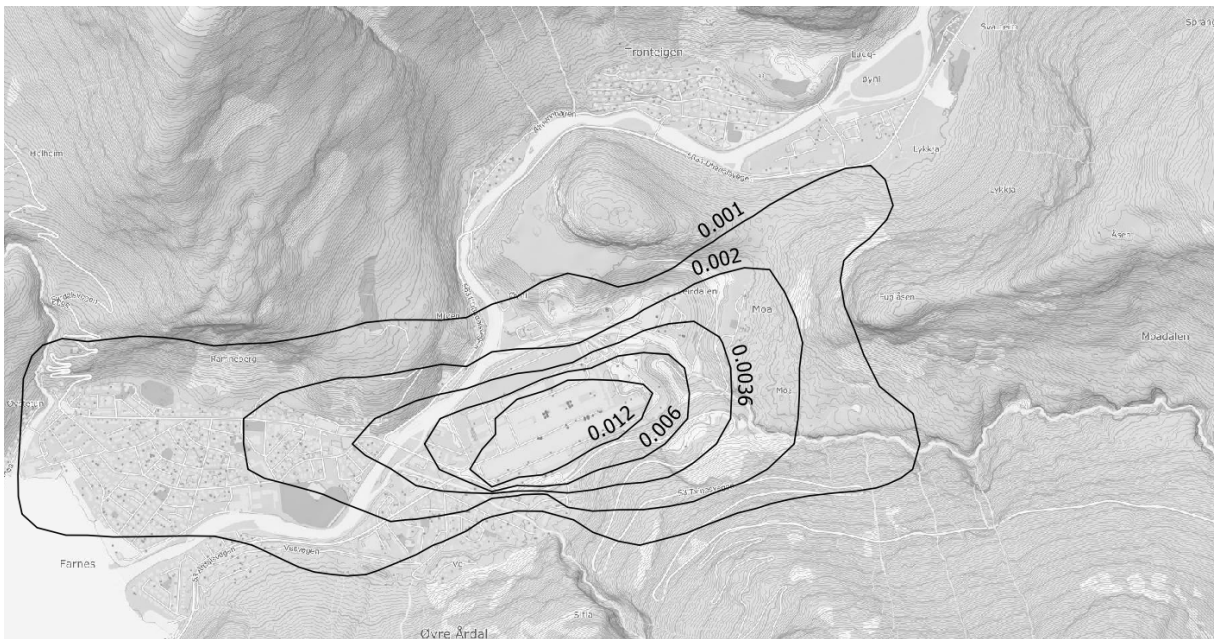
tilsvarende beregning med det reelle utslippet fra anlegget. Denne viser at det fortsatt er et visst område som vil ligge over målsettingsverdien for nikkel, men området er vesentlig mindre enn i Figur 16. Arsen overskrider målsettingsverdien ved nivåene i utslippstillatelsen (Figur 18), men ved maksimalt reelt utslipp (Figur 19) er det kun selve anleggsområdet som er over målsettingsverdien.



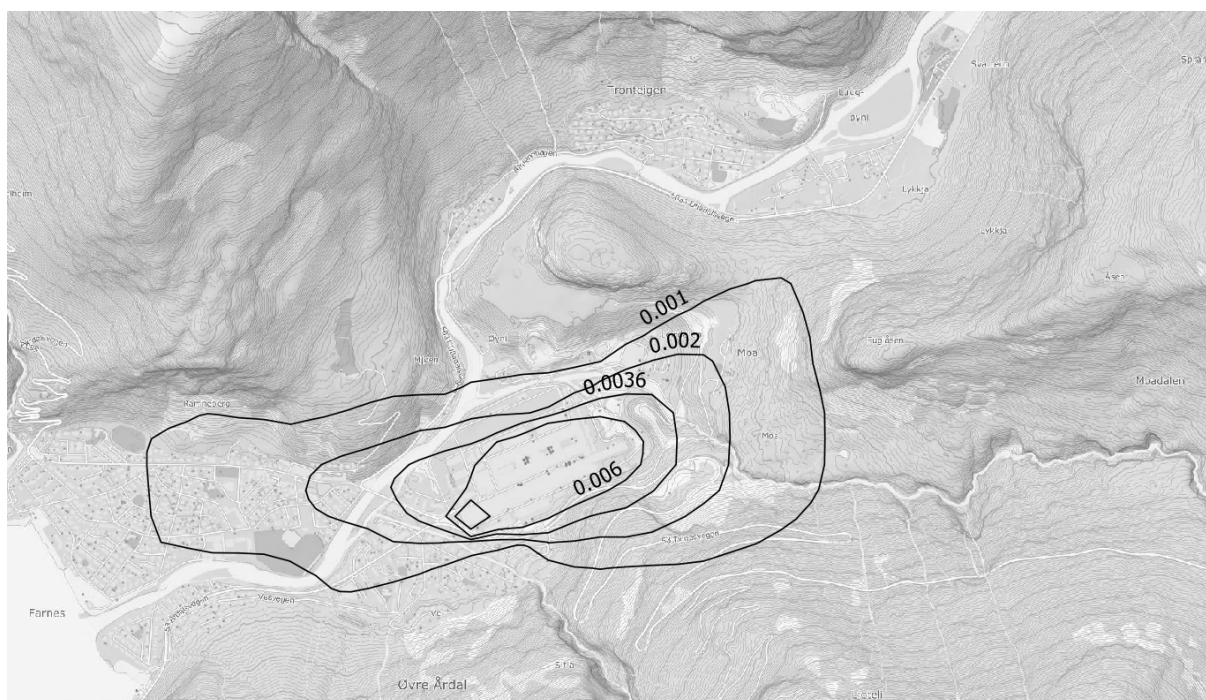
Figur 16: *Nikkel årsmiddelkonsentrasjon ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ved utslipp som angitt i utslippstillatelsen. Grenseverdien er $20 \text{ ng}/\text{m}^3$ ($0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$) og luftkvalitetskriteriet er $10 \text{ ng}/\text{m}^3$ ($0,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$).*



Figur 17: Nikkel årsmiddelkonsentrasjon ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ved maksimalt årsutslipp i årene 2018-2020. Grenseverdien er $20 \text{ ng}/\text{m}^3$ ($0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$) og luftkvalitetskriteriet er $10 \text{ ng}/\text{m}^3$ ($0,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$).



Figur 18: Arsen årsmiddelkonsentrasjon ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ved utslipp som angitt i utslippstillatelsen. Grenseverdien er $6 \text{ ng}/\text{m}^3$ ($0,006 \mu\text{g}/\text{m}^3$) og luftkvalitetskriteriet er $2 \text{ ng}/\text{m}^3$ ($0,002 \mu\text{g}/\text{m}^3$).



Figur 19: Arsen årsmiddelkonsentrasjon ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ved maksimalt årsutslipp i årene 2018-2020. Grenseverdien er $6 \text{ ng}/\text{m}^3$ ($0,006 \mu\text{g}/\text{m}^3$) og luftkvalitetskriteriet er $2 \text{ ng}/\text{m}^3$ ($0,002 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

For øvrige tungmetallkomponenter i utslippstillatelsen, bly, kadmium og kvikksølv, er «fortynningskravet» betydelig lavere enn for nikkel (se Tabell 2). Tabellen under skalerer $0,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -konturen i Figur 16 til aktuell konsentrasjon for hver komponent. Selv om det kan forekomme noe høyere konsentrasjoner innenfor denne konturen, så er marginen til grenseverdi og målsetningsverdi mer enn tilstrekkelig.

Tabell 5: Skalerte resultat for øvrige tungmetallkomponenter i utslippstillatelsen. Konsentrasjonen tilsvarende $0,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -konturen for nikkel i Figur 16.

Komponent	Konsentrasjon (ng/m^3)	Grenseverdi/målsetningsverdi (ng/m^3)
kadmium (Cd)	0,19	5
bly (Pb)	3,8	500
kvikksølv (Hg)	0,002	20

4.3 Vurdering av overskridelser

Beregningene viser overskridelse for nikkel og arsen, mens øvrige komponenter er innenfor de juridiske grenseverdiene. Det er også mulig at anlegget kan bidra til overskridelse av døgnmiddel PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$ i nærområdet til anlegget når det antas at alt støvet er innenfor $\text{PM}_{2,5}$ -fraksjonen. Tidligere målinger har, med unntak av i 2008, ikke målt overskridelse av døgnmiddel PM_{10} i Øvre Årdal.

Ved vindhastigheter over $2 \text{ m}/\text{s}$ antar CONDEP at hallutslippene trekkes ned og blir en bakkekilde. Ved lavere hastigheter går utslippet fri, men i sum ved meteorologien som er anvendt, omgjør modellen hallutslippet til bakkekilde i 45% av tiden. Dette antas å være en konservativ antagelse. Generelt er det mangel på konsentrasjonsmålinger rundt metallverket i Øvre Årdal for komponenter som slippes ut fra hallene, så det er vanskelig å verifisere konservatismen i beregningene. Forholdstallet mellom

beregnet konsentrasjon og utslipp ca. 1 km vest for anlegget er omtrent 2 ganger så høyt som det tilsvarende forholdstallet for målinger av nikkel utført ca. 1 km øst for Sunndal metallverk. Det er ikke sammenlignbare spredningsforhold i de to dalførene, men dette antyder at beregningene som er presentert her har riktig størrelsesorden, men også at det er sannsynlig at beregningene er konservative. Eldre målinger av fluorider (Thrane, 1983) indikerer at forholdstallet mellom fluoridutslipp og målinger ca. 1 km og 2,5 km fra anlegget er i rimelig samsvar med det som er beregnet i denne studien. Det må tas forbehold om at dette er eldre målinger og at anlegget den gangen bestod av en Søderberg-enhet som i dag er stengt ned.

Beregningene viser ingen overskridelse av målsettingsverdiene for arsen ved dagens utslippsnivåer, men at utslipp på nivå med tillatelsen vil kunne gi overskridelser. For nikkel er det beregnet overskridelse både ved dagens utslippsnivåer og ved nivået i utslippstillatelsen, men omfanget er betydelig mindre ved dagens utslipp. For å vurdere dette nærmere bør det foretas samtidige målinger av konsentrasjoner og meteorologi i området rundt anlegget. Alternativt, eller som et supplement, kan det også gjøres detaljerte CFD-beregninger av strømningsforholdene rundt bygningene for å kartlegge den initiale spredningen av utslippet fra hallene.

5 Oppsummering og konklusjon

Forenklete konservative beregninger med den gaussiske spredningsmodellen CONCX viser at maksimalnivået i nærområdet til anlegget har god margin til grenseverdien for timesmiddel SO_2 . Det regnes også som lite sannsynlig at luftkvalitetskriteriet for 15-minuttsmiddel SO_2 vil kunne overskrides.

Det er utført spredningsberegninger med utslippsnivåene i utslippstillatelsen med den gaussiske spredningsmodellen CONDEP som tar hensyn til fordeling av vindhastighet, vindretning og stabilitet over året. Resultatene viser, med god margin, ingen overskridelse av grenseverdien for årsmiddel SO_2 . Døgnmiddel SO_2 er maksimalt på nivå med gjeldende luftkvalitetskriterier, men vesentlig under grenseverdiene i forskriften.

Andelen svevestøv i PM_{10} -fraksjonen eller $\text{PM}_{2,5}$ -fraksjonen i utslippet er ikke kjent. Når det antas at hele støvutslippet er innenfor PM_{10} -fraksjonen, gir modellen fare for overskridelse av døgnmiddel PM_{10} i nærområdet til anlegget gitt at også andre lokale kilder, som vedfyring, bidrar i dette døgnet. Tidligere målinger i 2007 og 2009 viste ingen døgn med overskridelser av dagens grenseverdi, mens det var enkelte døgn over i 2008. Beregningene viser at årsmiddel for PM_{10} bare overskrides på selve anleggsområdet og like utenfor i det ubebodde området øst for anlegget. Ved antatt bakgrunnsnivå, og ved å anta at hele støvutslippet er i $\text{PM}_{2,5}$ -fraksjonen, viser beregningene at området like utenfor anlegget potensielt kan ligge over grenseverdien for årsmiddel $\text{PM}_{2,5}$. Vurderingen av overskridelse for støv er usikker, fordi verken andelen finfraksjon i utslippet eller bidraget fra øvrige kilder er kjent.

Modellberegningene viser overskridelse av målsettingsverdien (årsmiddel) for nikkel og arsen i nærområdet til anlegget ved utslippsnivåene i tillatelsen. En beregning med et mer reelt utslippsnivå, definert som maksimal-året over de 3 siste årene, gir ingen overskridelse av arsen utenfor anleggsområdet. For nikkel er det overskridelse i et begrenset område utenfor anlegget også ved de erfaringsmessig reelle utslippsnivåene. Det er stor grunn til å anta at dette er en konservativ beregning, særlig i nærområdet til anlegget.

Det er gjort få målinger av konsentrasjoner i nærområdet til Øvre Årdal av komponenter som slippes ut fra hallene. Det anbefales at det etableres en målekampanje som kan kartlegge samtidig de lokale meteorologiske forholdene og konsentrasjonsnivåene for støv, nikkel og arsen i Øvre Årdal.

6 Referanser

- Aluminiumsindustriens Miljøsekretariat. (1994). *Prosjekt for effektstudier av industriutslipp fra primæraluminiumverk i Norge*. http://www.ams-aluminium.no/Effektstudien_full_rapport.pdf
- Bohlin-Nizzetto, P., Aas, W., Halvorsen, H. L., Nikiforov, V., & Pfaffhuber, K. A. (2021). *Monitoring of environmental contaminants in air and precipitation. Annual report 2020*. (NILU 12/2021). <https://hdl.handle.net/11250/2778509>
- Brancher, M., Griffiths, K., Franco, D., & Lisboa, H. (2017). A review of odour impact criteria in selected countries around the world. *Chemosphere*, 168, 1531–1570. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.160>
- Bøhler, T. (1985). *Skorsteinshøydeberegninger for små forbrenningsanlegg*. (NILU 2/85). <https://hdl.handle.net/11250/2717468>
- Bøhler, T. (1987). *User's guide for the Gaussian type dispersion models CONCX and CONDEP* (NILU 8/87). <https://hdl.handle.net/11250/2762207>
- Bøhler, T. (1991). *Spredningsberegninger for utslipp til luft fra aluminiumverket i Øvre Årdal* (NILU 33/91).
- Clench-Aas, J. (1983). *Air pollution and its biological effects in Årdal, Norway*. (NILU 69/83). <https://hdl.handle.net/11250/2717484>
- European Commission. (2004). *Directive 2004/107/EC of the European Parliament and of the Council of 15 December 2004 relating to arsenic, cadmium, mercury, nickel and polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air: Bd. 2004/107/EC*. <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2004/107/oj>
- European Commission. (2008). *Directive 2008/50/EC of the European parliament and of the council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe.: Bd. 2008/50/EC*. <http://data.europa.eu/eli/dir/2008/50/oj>
- Forurensningsforskriften. (2004). *Forskrift om begrensning av forurensning (forurensningsforskriften)*. Lovdata. https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/*#KAPITTEL_3
- Hak, C., & Castell, N. B. (2012a). *Målinger og beregninger av luftforurensning i Øvre Årdal. 1. Oppfølging av SO₂ i ombygningsperioden*. (NILU 27/2012).
- Hak, C., & Castell, N. B. (2012b). *Målinger og beregninger av luftforurensning i Øvre Årdal. 2. Spredning ved normal drift*. (NILU 28/2012).
- Lamb, B. K., & Skogvold, O. F. (1978). *A tracer investigation of the wake downwind of an aluminium smelter hall*. (NILU 26/78). <https://hdl.handle.net/11250/2717614>
- Miljødirektoratet. (2018). *Spredningsberegning og bestemmelse av skorsteinshøyde (M-980)*. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M980/M980.pdf>
- Perry, S. G., Heist, D. K., Brouwer, L. H., Monbureau, E. M., & Brixey, L. A. (2016). Characterization of pollutant dispersion near elongated buildings based on wind tunnel simulations. *Atmospheric Environment*, 142, 286–295. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.07.052>
- Piringer, M., Knauder, W., Petz, E., & Schauburger, G. (2015). A comparison of separation distances against odour annoyance calculated with two models. *Atmospheric Environment*, 116. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.06.006>
- Semb, A., Gotaas, Y., & Hagen, L. O. (1975). *LUFTFORURENSNINGER I ÅRDAL RESULTATER FRA MÅLEPROGRAMMET* (NILU rapport 9/75).

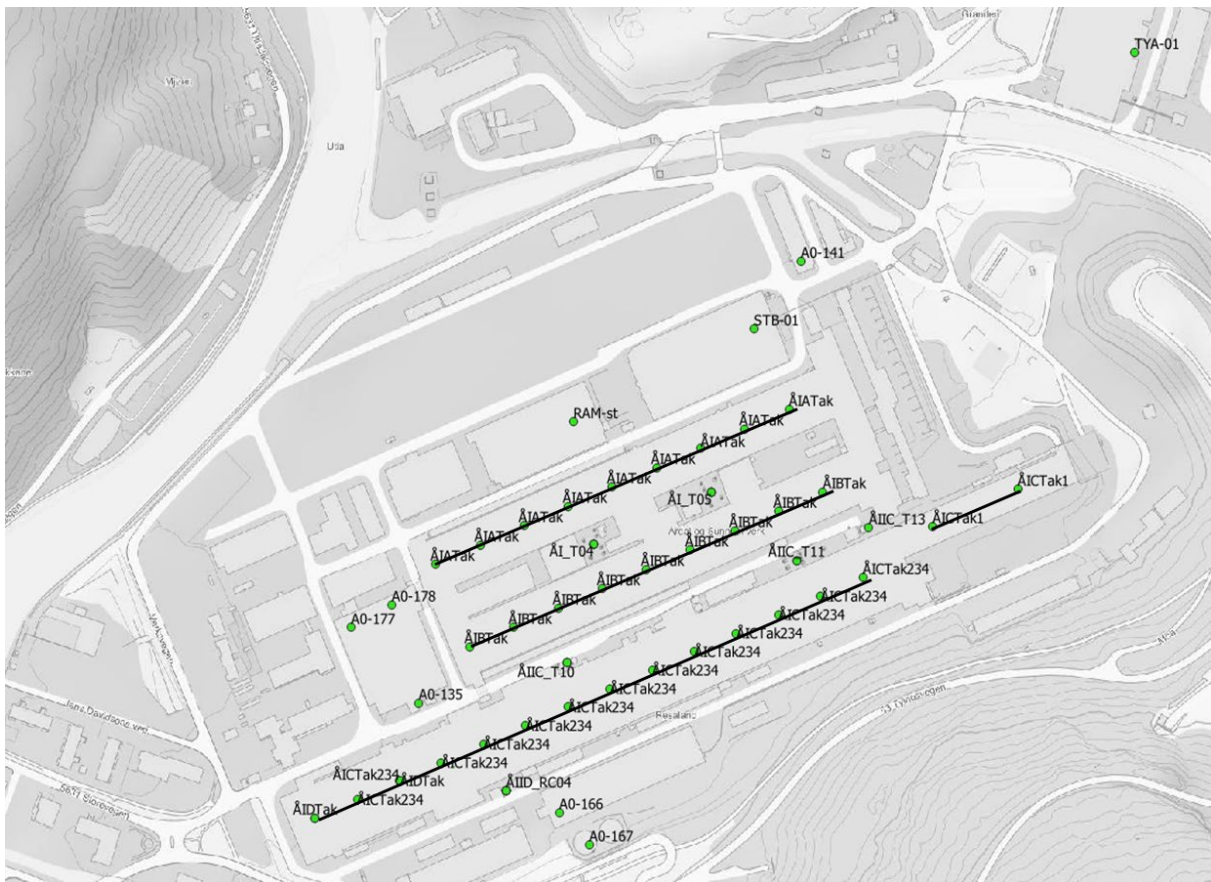
- Skamarock, W. C., Klemp, J. B., Dudhia, J., Gill, D. O., Liu, Z., Berner, J., Wang, W., Powers, J. G., Duda, M. G., Barker, D. M., & Huang, X.-Y. (2019). *A Description of the Advanced Research WRF Version 4* (NCAR Tech. Note NCAR/TN-556+STR). <https://doi.org/10.5065/1dfh-6p97>
- Steinnes, E., & Uggerud, H. T. (2017). *Metal pollution around Norwegian industries studied by analysis of naturally growing moss samples. 2015 survey.* (NILU 1/2017). <http://hdl.handle.net/11250/2435468>
- Thrane, K. E. (1983). *Polysykliske aromatiske hydrokarboner i uteluft i boligområder nær aluminiumsverk. III. Luftkvalitet i Øvre Årdal.* (NILU 69/83). <https://hdl.handle.net/11250/2717589>
- World Health Organization. (2021). *WHO global air quality guidelines: Particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide.* World Health Organization. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/345329>
- Aas, W., Solberg, S., Manø, S., & Yttri, K. E. (2013). *Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfæriske tilførsler 2012.* (NILU 14/2013). <https://hdl.handle.net/11250/2718766>

Vedlegg A

Utslippsdata

Plasseringen av utslippspunkt er angitt i kartfiguren under. Merk at ÅI_T04 representerer T01 til T04, ÅI_T05 er T05 til T08, ÅI_T09 er T09 og T10, ÅI_T11 er T11 og T12, og ÅI_RC04 er RC01 til RC05. Takutslippene er modellert som rekker med lave «piper» (markert som linjer) som har stor diameter og lav utslippshastighet.

Utslippsparametere gitt i tabellene under er basert på opplysninger mottatt fra Hydro Årdal. Totalutslippet er fordelt på utslippspunktene etter den prosentvise fordelingen som angitt.



Figur A 1: Plassering av utslippspunkt i modellen. P-anode er ikke markert her, men er antatt plassert i området A0-135/A0-178.

Utslipps-rate (kg/t) Støv	Fraksjon av totalt utslipp (%)	Pipe-høyde (m)	Temperatur (C)	Utløps-hastighet (m/s)	Pipe-diameter (m)	Bygnings-høyde (m)	Kilde ID
0.0411	0.3%	28	33	13	2.3	13	ÅI_T01
0.0049	0.0%	28	33	13	2.3	13	ÅI_T02
0.0812	0.6%	28	33	13	2.3	13	ÅI_T03
0.2779	2.1%	28	33	13	2.3	13	ÅI_T04
0.0036	0.0%	28	33	13	2.3	13	ÅI_T05
0.0015	0.0%	28	33	13	2.3	13	ÅI_T06
0.0580	0.4%	28	33	13	2.3	13	ÅI_T07
0.0061	0.0%	28	33	13	2.3	13	ÅI_T08
0.3069	2.3%	30	30	8	2.5	13	ÅIIC_T09
0.0451	0.3%	30	30	8	2.5	13	ÅIIC_T10
0.2111	1.6%	30	30	8	2.5	13	ÅIIC_T11
0.1156	0.9%	30	30	8	2.5	13	ÅIIC_T12
0.0026	0.0%	30	30	6	3.0	13	ÅIIC_T13
0.0000	0.0%	24	25	7	1.0	13	ÅIID_RC01
0.0004	0.0%	24	25	8	1.0	13	ÅIID_RC02
0.0005	0.0%	24	22	7	1.0	13	ÅIID_RC03
0.0055	0.0%	24	22	7	1.0	13	ÅIID_RC04
0.0017	0.0%	24	22	7	1.0	13	ÅIID_RC05
0.0100	0.1%	18	43	13	0.9	15	RAM-st
0.0118	0.1%	13	23	4	0.6	13	A0-141
0.1787	1.3%	13	23	7	0.5	13	A0-166
0.2759	2.0%	13	23	10	0.5	13	A0-167
0.0244	0.2%	12	15	7	0.5	13	A0-135
0.1715	1.3%	4	16	5	0.6	0	A0-177
0.4905	3.6%	4	19	13	0.6	0	A0-178
0.5500	4.1%	15	40	16.9	0.6	13	P-anode
0.4446	3.3%	15	22	16	1.6	13	STB-01
0.0143	0.1%	15	67	13	1.6	13	TYA-01
2.1572	16.0%	13	40	3	7.5	13	ÅIATak
2.9689	22.0%	13	40	3	8.1	13	ÅIBTak
0.3609	2.7%	13	40	3	8.5	13	ÅICTak1
4.4263	32.9%	13	40	3	8.0	13	ÅICTak234
0.2173	1.61%	13	40	3	6.6	13	ÅIDTak

Utslipps-rate (kg/t) SO₂	Fraksjon av totalt utslipp (%)	Pipe- høyde (m)	Temperatur (C)	Utløps- hastighet (m/s)	Pipe- diameter (m)	Bygnings- høyde (m)	Kilde ID
1.8284	4.9%	28	33	13	2.30	13	ÅI_T01
1.6452	4.4%	28	33	13	2.30	13	ÅI_T02
1.9519	5.2%	28	33	13	2.30	13	ÅI_T03
1.7520	4.7%	28	33	13	2.30	13	ÅI_T04
1.3812	3.7%	28	33	13	2.30	13	ÅI_T05
1.4416	3.9%	28	33	13	2.30	13	ÅI_T06
1.8452	5.0%	28	33	13	2.30	13	ÅI_T07
2.6739	7.2%	28	33	13	2.30	13	ÅI_T08
3.4539	9.3%	30	30	8	2.50	13	ÅIIC_T09
2.7529	7.4%	30	30	8	2.50	13	ÅIIC_T10
2.8876	7.8%	30	30	8	2.50	13	ÅIIC_T11
2.0767	5.6%	30	30	8	2.50	13	ÅIIC_T12
6.2328	16.8%	30	30	6	3.00	13	ÅIIC_T13
0.2870	0.8%	24	25	7	1.00	13	ÅIID_RC01
0.2286	0.6%	24	25	8	1.00	13	ÅIID_RC02
0.1687	0.5%	24	22	7	1.00	13	ÅIID_RC03
0.3951	1.1%	24	22	7	1.00	13	ÅIID_RC04
0.3481	0.9%	24	22	7	1.00	13	ÅIID_RC05
0.0400	0.1%	18	43	13	0.90	15	RAM-st
0.0000	0.0%	13	23	4	0.64	13	A0-141
0.0000	0.0%	13	23	7	0.50	13	A0-166
0.0000	0.0%	13	23	10	0.50	13	A0-167
0.0000	0.0%	12	15	7	0.45	13	A0-135
0.0000	0.0%	4	16	5	0.63	0	A0-177
0.0000	0.0%	4	19	13	0.63	0	A0-178
0.0800	0.2%	15	40	16.9	0.60	13	P-anode
0.0964	0.3%	15	22	16	1.60	13	STB-01
0.0873	0.2%	15	67	13	1.60	13	TYA-01
0.8672	2.3%	13	40	3	7.52	13	ÅIATak
1.1212	3.0%	13	40	3	8.06	13	ÅIBTak
0.1022	0.3%	13	40	3	8.50	13	ÅICTak1
1.4201	3.8%	13	40	3	8.03	13	ÅICTak234
0.0437	0.12%	13	40	3	6.56	13	ÅIDTak

Vedlegg B

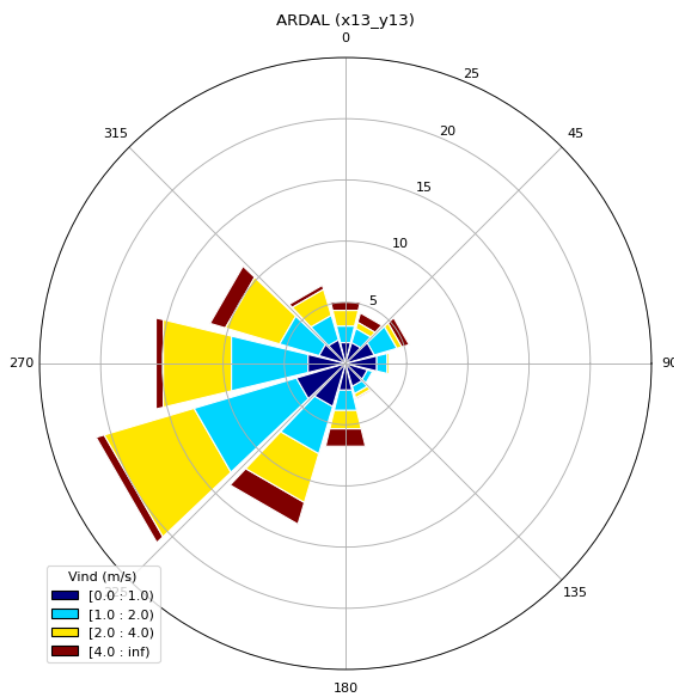
Sensitivitet til meteorologiske data

Vedlegget presenterer effekten av å benytte andre meteorologiske data til spredningsberegningene med CONDEP.

B 1 WRF

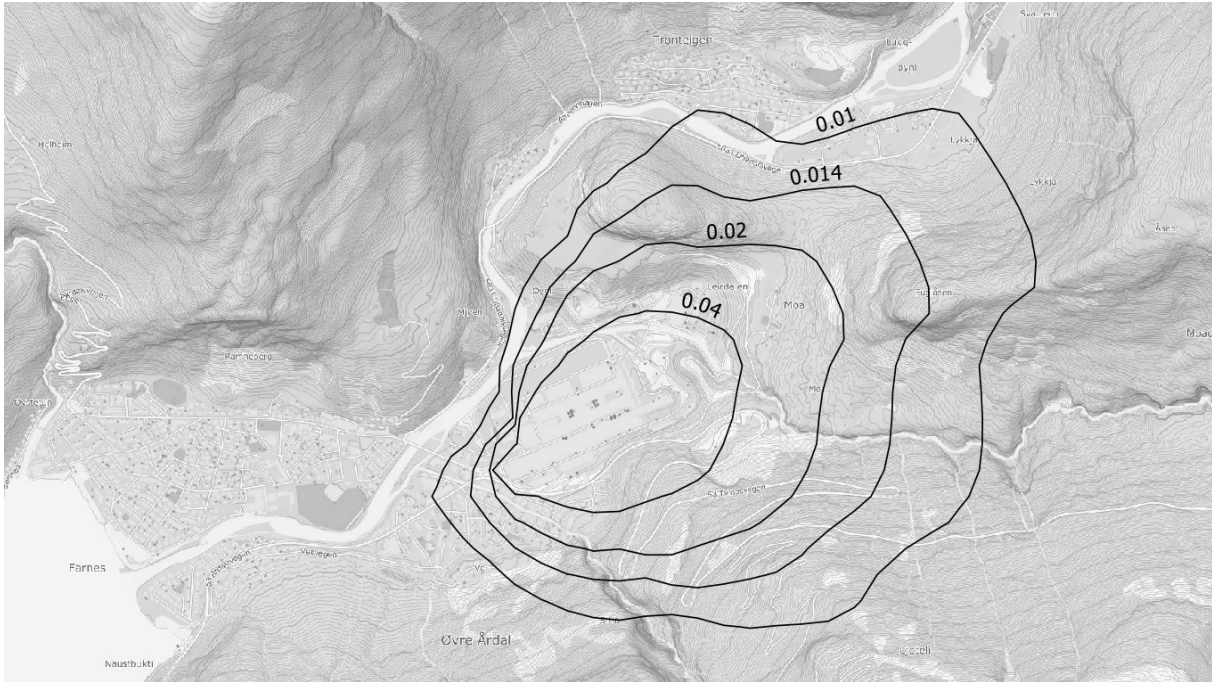
WRF er en fritt tilgjengelig meteorologimodell utviklet ved NCAR, USA (Skamarock et al., 2019). Til studier av punktkilder er det en mulighet for å nøste med gradvis finere oppløsning nær punktkilden/skorsteinen. Fokus i denne studien er konsentrasjoner i Øvre Årdal. WRF bruker synoptiske meteorologiske data⁹ som randbetingelse for å beregne meteorologiske parametre for modelldomenene. Det er utført en beregning for 2019 som er vist som vindrose i figuren under. Denne er vurdert å overestimere vind fra vest og underestimere vind over 4 m/s. Den samme overordnede fordelingen av stabilitet er benyttet med disse dataene. Effekten av en slik vindrose vil være større grad av transport av utslipp inn dalen, men lavere vind vil gi noe mindre grad av nedtrekk bak bygningene i modellen.

Modellen beregner fortsatt overskridelse av målsettingsverdien for nikkel. Det er ingen endring i konklusjonene for SO₂.



Figur B 1: Vindrose i Øvre Årdal som beregnet med WRF

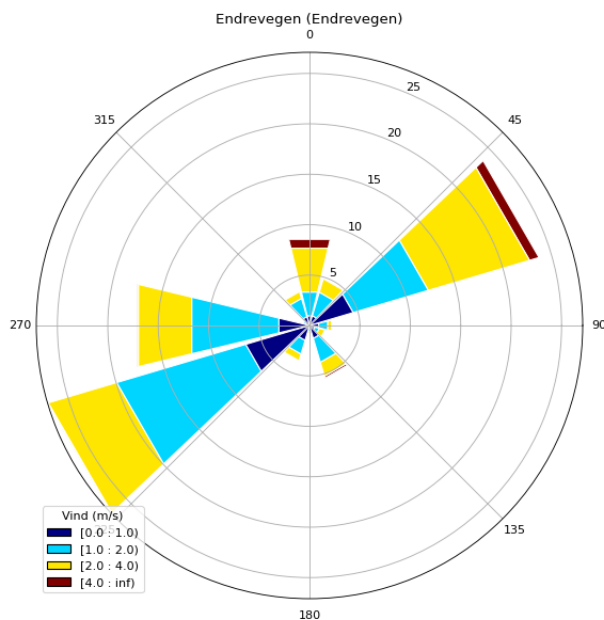
⁹ Innen meteorologi betegner synoptisk skala værsystemer med en størrelsesorden 1000 km eller mer.



Figur B2: Nikkel årsmiddelkonsentrasjon ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ved utslipp som angitt i utslippstillatelsen. Beregnet ved WRF meteorologidata

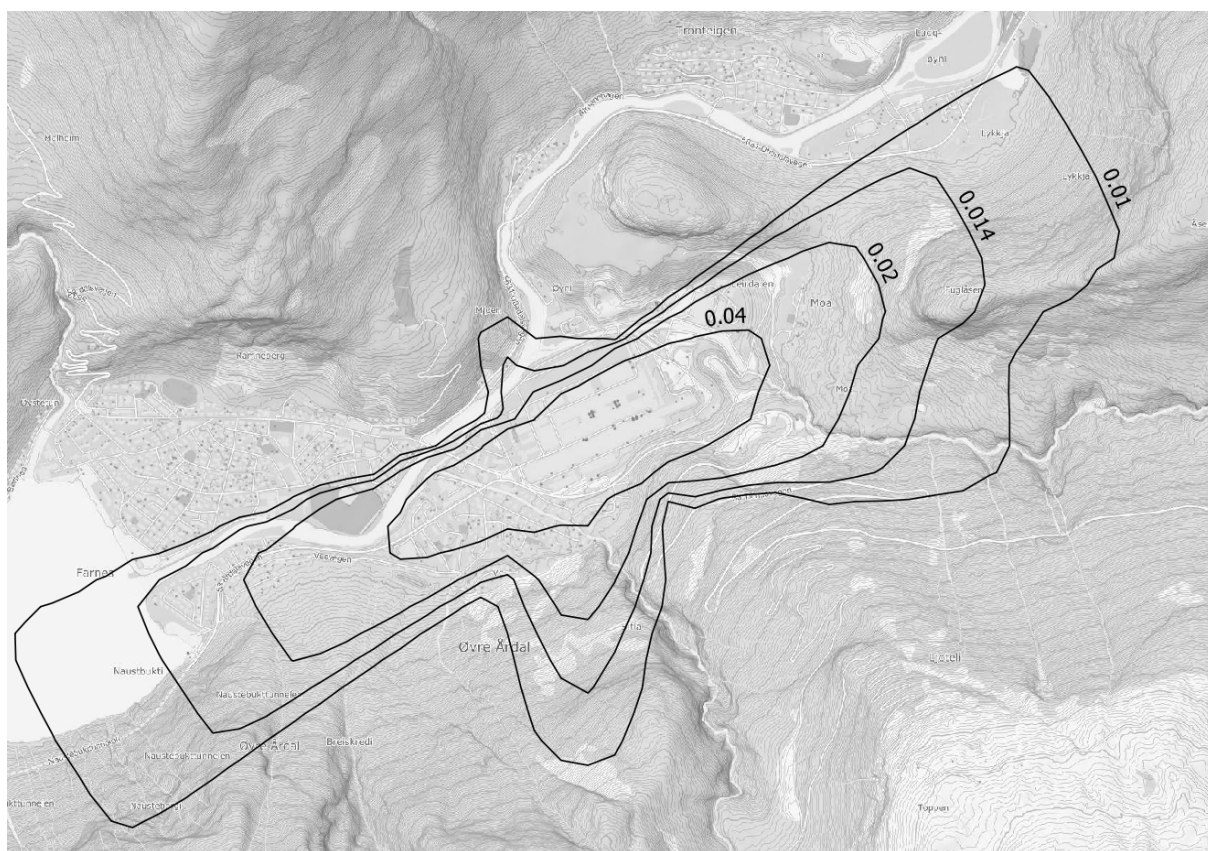
B 2 Lokale data

Det er mottatt lokale data fra en privat målestasjon i Endrevegen med data fra årene 2018 til 2020. Dataene viser tydelig kanalisering øst-vest. Det er svært lav forekomst av vind over 4 m/s.



Figur B 3: Vindrose basert på privat målestasjon i Endrevegen

Modellen beregner fortsatt overskridelse av målsettingsverdien for nikkel som vist i figuren, men utbredelsen er ennå mer kanalisert enn i beregningene som er presentert i rapporten. Det er ingen endring i konklusjonen for SO₂.



Figur B4: Nikkel årsmiddelkonsentrasjon ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ved utslipp som angitt i utslippstillatelsen. Beregnet ved data fra lokal værstasjon

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, overvåkning 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: 978-82-425-3067-7

ISSN: 2464-3327