

KARTLEGGING AV DIFFUSE UTSLIPP TIL LUFT FRA INDUSTRI

Forfattere: Hege Indresand og Håkon Skistad



Rapport M-2095 | 2021

Rapporttittel	KARTLEGGING AV DIFFUSE UTSLIPP TIL LUFT FRA INDUSTRI	
Prosjektnummer	104412	
Institusjon	NORCE TEKNOLOGI	
Oppdragsgiver	Miljødirektoratet	
Gradering	OFFENTLIG	
Rapportnr	M-2095 2021	
Antall sider	136	
Publiseringsdato	18.09.2023	
Kildekreditering	Bilder i rapporten er forfatternes egne og/eller er gjengitt med tillatelse fra bedrift der hvor prosess eller infrastruktur vises.	
Stikkord	Industri, utslipp, diffuse utslipp, luftforurensning, støv, metaller, PAH, prioriterte miljøgifter, kartlegging, måleteknologi, instrumenter, modellering, målemetode, prøvetaking og sensor	
Referansegruppe for kvalitetssikring	Agnar Målsnes Bjørge Kari Haugland Eli Hunnes Hanne Høgmoen Åstrand Ida Kero Heiko Gaertner Merete Salvesen Wallevik Nils Einar Saue Annette Kuhn Jo-Ela Johansen Lars Moen Strømsnes Oliver Severin Marit Kittelsen Henrik Grythe Claudia Hak Lars Nygaard Jens Christian Fjelldal Bente Sundby Håland	Boliden Glencore Nikkelverk Sintef Helgeland Hydro Aluminium Metal Sintef Industri Sintef Industri Elkem Bjølvfossen Alcoa Lista Yara Norge avd Porsgrunn Yara Norge avd Porsgrunn Sintef Helgeland Eramet Norway Sauda Eramet Norway NILU NILU Representant for Finnfjord Elkem Elkem Carbon

Revisjoner

Rev.	Dato	Forfatter	Vurdert av	Årsak til revisjon
01	30.09.2021	Indresand, Skistad	Referansegruppa	Innhold, retning
02	01.11.2021	Indresand, Skistad	Miljødirektoratet	Innhold
03	25.11.2021	Indresand, Skistad	Semantix	Språkvask
04	01.12.2021	Indresand, Skistad	Miljødirektoratet	Innhold
05	13.01.2022	Indresand, Skistad	Referansegruppa	Innhold og kvalitetssikring
06	31.01.2022	Indresand, Skistad	Miljødirektoratet	Struktur
07	16.03.2022	Indresand, Skistad	Miljødirektoratet	Struktur og innhold
08	29.06.2022	Indresand, Skistad	Miljødirektoratet	Endelig utkast
09	15.12.2022	Indresand, Skistad	Miljødirektoratet	Justeringer
10	18.09.2023	Indresand, Skistad	Miljødirektoratet	Publisering

Forord

Denne rapporten er utarbeidet på oppdrag fra Miljødirektoratet for å gi bakgrunnsinformasjon i arbeidet med å kartlegge diffuse utslipp til luft fra industri. Den fyller et behov for å samle kunnskap om standarder, veiledere og metoder for å kartlegge diffuse utslipp til luft fra industri. Diffuse utslipp til luft er i denne sammenheng alle andre kilder utenom de definerte punktkildene og er begrenset til støv og prioriterte miljøgifter i støv.

Rapporten gir innsikt i kilder til diffust støv og metoder for kartlegging og vurdering av kildene. I tillegg er det vist til ulike metoder for å kvantifisere kildene, dvs. å komme frem til en emisjonsfaktor eller en utslippsmengde. Det finnes metoder som gjelder spesifikke kilder, eller som omfavner flere kilder samtidig. Både etablerte og standardiserte metoder, samt praktiske tilnærminger for bestemmelse av diffuse utslipp beskrives. Bruk av omgivelsesluftmålinger og spredningsberegninger for å karakterisere og dokumentere påvirkningen av diffuse utslipp er også dekket. Det ligger en forventning til at man kjenner innholdet i Miljødirektoratets veileder for industrielle måleprogram (M-6/2013) som utgangspunkt og ramme rundt denne rapporten.

Det finnes ulike tilnærminger til hvordan kartlegging av diffuse utslipp kan gjennomføres for å få data med god nok kvalitet. Målet i rapporten har vært å gi en oversikt og inspirasjon til mulige fremgangsmåter.

Ut ifra erfaring og resultater hittil har de fleste metodene for å måle eller beregne diffuse utslippskilder relativt stor usikkerhet. Det har vært en utfordring å gi detaljert informasjon om usikkerhetsbildet siden mange av metodene fortsatt er på utviklingsstadiet eller ikke har vært testet godt nok. Kartleggingsarbeidet, beregninger og måling av diffuse utslipp er også ofte svært ressurskrevende. I rapporten er heller ikke ressursbruk, inkludert kostnader vurdert i utarbeidelse av kartleggingsprosedyren eller i valg av presenterte målemetoder.

Rapporten må ses i sammenheng med at mange bedrifter nå er midt i en kartlegging av diffuse støvkilder og at rapporteringen for diffuse utslipp forandres fremover. I tillegg står industrien ovenfor en stor endring innen digitale løsninger for prosessoversikt og innen målemetodikk som kan ha stor innflytelse på metodevalg i fremtiden.

Innholdet i rapporten har vært drøftet med Miljødirektoratet, og en referansegruppe bestående av personer fra bedrifter og forskningsinstitutter, men forfatterne har hele ansvaret for innholdet (tekst og bilder). Dag Borgnes (Norsk Energi), Lars Nygaard og Bente Sundby Håland (Elkem Carbon) har bidratt med å skrive kapitler i rapporten. Vi ønsker å takke alle bidragsytere for deres konstruktive og svært nyttige bidrag.

Grimstad, september 2023,

Hege Indresand og Håkon Skistad

Innhold

INNLEDNING

1	INDUSTRIELLE DIFFUSE UTSLIPP	11
1.1	Diffuse utslipp	11
1.2	Støvegenskaper og støvflukt.....	12
1.3	Regulering av støv i omgivelsene.....	13
1.4	Krav til kartlegging, måling og rapportering av diffuse utslipp	14
1.5	Rapportens omfang	15

DEL 1 KARTLEGGING AV DIFFUSE UTSLIPPSKILDER

2	FREMANGSMÅTE FOR KARTLEGGING AV DIFFUSE UTSLIPP	18
2.1	Overordnet fremgangsmåte	18
2.2	Om avvik fra standard måleteknikk.....	20
2.3	Identifisering av kilder i en prosess	21
2.3.1	Ferrolegeringsverk	21
2.3.2	Aluminiumverk.....	24
2.3.3	Pukkverk og asfaltverk	26
2.4	Kategorier av diffuse utslippskilder	27
2.4.1	Varme utslipp gjennom definerte åpninger	27
2.4.2	Varme utslipp fra bygninger uten definerte utløpsåpninger.....	28
2.4.3	Varme utslipp i uteluft	28
2.4.4	Isoterme utslipp i friluft	29
2.4.5	Passive utslipp fra materialhåndtering og lagring	31
2.4.6	Utslipp som inneholder støv i luft/vanndamp-blandinger	32
2.4.7	Transport.....	33
2.5	Kilder inne i byggene.....	34
3	INSTRUMENTER OG MÅLEPRINSIPPER FOR DIFFUSE UTSLIPP	35
3.1	Lufthastighetsmåling	35
3.1.1	Vingehjulsanemometer.....	35
3.1.2	Pitotrør	36
3.1.3	Hetetrådsanemometer	36
3.1.4	Ultralyd hastighetsmåler.....	37
3.1.5	Temperaturlogger	37
3.1.6	Røykpatroner	38
3.2	Masse- eller partikkeltallkonsentrasjon av svevestøv i omgivelseluft..	38
3.2.1	Størrelsesfordeling av svevestøv	39
3.2.2	Vurdering av luftkvalitet	40
3.3	Målesystemer for svevestøv i kanaler eller på kryss av åpninger	40
3.3.1	Støvkonsentrasjon gjennom manuell periodisk måling.....	40
3.3.2	Automatiske målesystemer for stasjonære kilder	40

3.3.3	«Open path» optiske målesystemer	41
3.4	Støvnedfall og støvfluks	41
3.4.1	Nedfallsstøv	41
3.4.2	Retningsbestemt støvfluks og andre metoder for nedfallsstøv	43
3.5	Kjemisk analyse av støv	43
3.6	Ny måleteknologi under utvikling	44
3.6.1	Mikrosensorer for målinger av svevestøv	44
3.6.2	Kameraer, mobile enheter og digital transformasjon	44
4	PRAKTISK EKSEMPEL PÅ KARTLEGGINGSARBEID I EN BEDRIFT	46
4.1	Kartlegging av diffuse utslipp	46
4.2	Måling av utslipp	48
4.2.1	Luftmengder	48
4.2.2	Konsentrasjoner	48
4.2.3	Utslippsmengder	48
4.3	Overvåking av støvkonsentrasjoner	48
4.4	Tiltak og prestasjoner	49

DEL 2 KARTLEGGING AV PÅVIRKNING PÅ OMGIVELSENE

5	SPREDNINGSBEREGNINGER	51
6	MÅLING I OMGIVELSESLUFT	53
6.1	Målenettverket i Norge inkludert industrimålestasjoner	53
6.2	Eksempler på kampanjer med støvmålinger i omgivelsene	54
6.2.1	Støvkartleggingsprosjektet i Mo i Rana	54
6.2.2	Kartlegging av støvpåvirkning hos naboer i Porsgrunn	55
6.2.3	Kartlegging av diffust støv eller støvinnhold innenfor gjerdet	56

DEL 3 EKSEMPLER PÅ METODER FOR BEREGNING OG MÅLING AV DIFFUSE UTSLIPP

7	BEREGNING AV UTSLIPP BASERT PÅ MÅLING I OMGIVELSENE	59
7.1	NS-EN 15445 – Reversert spredningsmodellering av svevestøvmålinger	59
7.1.1	Uteluftmålinger av støv	60
7.1.2	Meteorologimålinger	61
7.1.3	Bakgrunnskonsentrasjon	61
7.1.4	Beregning av bakkekonsentrasjonsbidrag	61
7.1.5	Estimering av utslippsrater	62
7.1.6	Vurdering av metodikk - muligheter og begrensninger	62
7.2	Reversert spredningsmodellering av nedfallstøvmålinger	63
7.3	Utslippsfaktorer basert på reversert spredningsberegning nær kilder	63
7.4	Oppstrøms-nedstrøms modellen	64
7.5	Statistiske kildeanalyser fra punktmålinger	65

8	UTSLIPP FRA UTENDØRS AKTIVITETER.....	66
8.1	Utslipp fra utendørs aktiviteter beregnet ut fra emisjonsfaktorer	66
8.2	Vurdering av emisjonsfaktorer for håndtering av løsmasser	67
8.3	Støving fra veitransport	68
8.3.1	Beregningsmåte	68
8.3.2	Regneeksempel etter VDI retningslinje 3790 blad 4	70
8.4	Lasting med hjullaster	71
8.4.1	Forenklet metode.....	71
8.4.2	Beregning etter VDI retningslinje 3790 blad 3.....	72
8.4.3	Metode med måling av skystørrelse og støvkonsentrasjon	73
8.4.4	Vurdering.....	74
8.5	Lossing og lasting av knuste materialer	75
8.5.1	Beregning ut fra emisjonsfaktorer	75
8.5.2	Vurdering og måling av utslippet	75
8.6	Støving fra transportbånd og materialstyrt.....	76
8.6.1	Anslag av utslippene	76
8.6.2	Beregning ut fra emisjonsfaktorer	76
8.6.3	Måling av utslippene	76
8.7	Støving fra utendørs masselagre	77
8.7.1	Beregning ut fra emisjonsfaktorer	77
8.7.2	Måling i omgivelsene	77
9	UTSLIPP GJENNOM ÅPNINGER OG LEKKASJER I BYGG.....	78
9.1	Forenklet metode	78
9.1.1	Anslag med stor usikkerhet.....	78
9.1.2	Anslag med mindre usikkerhet	78
9.1.3	Kommentar til anslag av støvkonsentrasjon.....	78
9.2	Måling av isoterme utslipp	79
9.2.1	Luftmengde	79
9.2.2	Støvkonsentrasjon og utslipp.....	80
9.2.3	Fordeling av utslippet i omgivelsene	81
9.3	Måling av varme røykutslipp	82
9.3.1	Luftmengde	83
9.3.2	Konsentrasjon i røyken	83
9.3.3	Utslipp	83
10	UTSLIPP FRA OVNSHUS OG PROSESSBYGNINGER	85
10.1	Generelt om luftmengdemåling i ovnshus	86
10.1.1	Middelverdi av volumstrøm.....	86
10.1.2	Luftmengdefastsettelse for ovnshus	87
10.1.3	Måling i utløpet eller inntaket	87
10.2	Luftmengdemåling i bygninger med regelmessige utløpsåpninger	90
10.2.1	Jevn fordeling av målepunktene	90
10.2.2	Hindringer som krever spesiell plassering av målepunktene	90

10.2.3	Hindringer som krever spesiell plassering av måletverrsnittet	91
10.2.4	Middelverdien for luftmengdene	92
10.3	Konsentrasjonsmåling.....	94
10.3.1	Gravimetrisk konsentrasjonsmåling	94
10.3.2	Variasjon over lengden av en utløpsåpning.....	95
10.3.3	Variasjon over bredden av en utløpsåpning	96
10.3.4	Variasjon over tiden	96
10.3.5	Optisk konsentrasjonsmåling.....	97
10.4	Utslipp fra bygninger med uregelmessige utløpsåpninger	98
10.4.1	Luftmengdemåling med anemometer	98
10.4.2	Luftmengdeanslag basert på sporstøvmetoden	101
10.4.3	Konsentrasjonsmåling	104
10.4.4	Utslippsmengde	105
10.5	Modell for å estimere diffuse utslipp fra en prosess eller et ovnshus ..	106
11	UTSLIPP FRA ELEKTROLYSE- OG PROSESSHALLER.....	109
11.1	Luftmengder i haller med oppdriftsdrivet ventilasjon	109
11.2	Lengdeveis plassering av målepunkter for hastighet	110
11.3	Hallvinder	111
11.3.1	Langsgående hallvinder.....	111
11.3.2	Tverrvinder mellom sammenkoblede haller.....	112
11.4	Om jevnhet i luftutstrømningen	114
11.5	Resirkulasjon av utslipp	115
11.6	Luftmengdemåling i tulipan taklyrer	116
11.6.1	Plassering av målepunkter på tvers av utløpsåpningen	117
11.6.2	Eksempel på måleresultat.....	117
11.7	Luftmengdemåling i labyrintutløp	118
11.7.1	Manuell traversering.....	118
11.7.2	Automatisert traversering.....	119
11.8	Luftmengdemåling i rektangulære utløpsåpninger/skorsteiner	120
11.8.1	Plassering av målepunkter	120
11.8.2	Vurdering av måleresultatet	120
11.9	Konsentrasjonsmåling med filtermetoden	122
11.9.1	Målepunkter i lange taklyrer.....	122
11.9.2	Målepunkter i rektangulære åpninger.....	123
11.9.3	Prøvetakingsperiodenes varighet	124
11.10	Optisk konsentrasjonsmåling – plassering av lysstråle	124
11.11	Konsentrasjonsmåling med passive dosimetre	125
11.12	Beregning av utslippsmengde.....	125

DEL 4 ANDRE METODER FOR REGULERING, KARTLEGGING ELLER KVANTIFISERING AV DIFFUSE UTSLIPP

12	PUBLISERTE METODER I HÅNDTERING AV DIFFUSE UTSLIPP	127
13	FOU-PROSJEKTER.....	131
13.1	FUME prosjektet	131
13.2	Dust Detect prosjektet.....	131
13.3	Sanntidsovervåking av diffust støv rundt industri.....	132

INNLEDNING

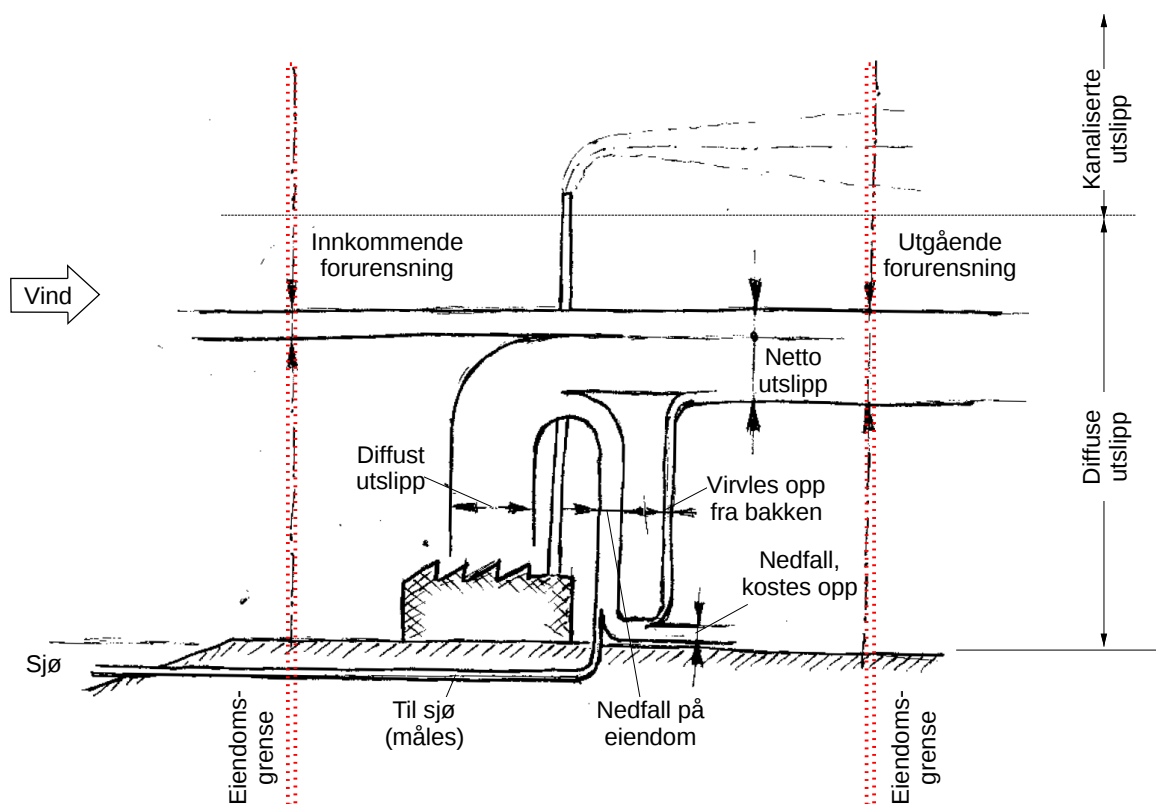
1 Industrielle diffuse utslipp

1.1 Diffuse utslipp

Diffuse utslipp er en del av industriens totale utslipp til luft og vann. Påvirkningen på omgivelsene skjer når de diffuse utslippene beveger seg utover bedriftsområdet. Figur 1.1 viser diffuse utslipp i et helhetsbilde på et industriområde. Netto diffuse utslipp er det som sprer seg utover eiendomsgrensene og er en funksjon av innkommende forurensning (bakgrunnen i luften) og det som nedsettes eller virvles opp inne på bedriftstomten. I dette forenklede bildet er punktutslipp antatt at stiger rett opp, og at de ikke blander seg med diffuse utslipp.

Miljødirektoratet definerer diffuse utslipp til luft som alle utslipp utenom de som er definerte som punktkilder.

I tidlig litteratur fra 70 tallet for måling av industrielle diffuse støvutslipp skiller man mellom punktkilder og diffuse kilder, ved at punktkilder er kanaliserte utslipp gjennom piper eller kanaler utformet for å lede utslippsstrømmen, og som måles med standard metoder [1]. Diffuse utslipp kommer i motsetning fra kilder hvor utslippsstrømmen eller retningen av den ikke er kontrollert og hvor man ikke kan måle med standard metoder.



Figur 1.1 Diffuse utslipp i et helhetsbilde. Netto diffuse utslipp er det som sprer seg ut over grensen for industriområdet minus det som kommer inn til industriområdet fra omgivelsene.

Metallurgisk industri omtaler blant annet diffuse støvutslipp som støv som ikke fanges opp eller ikke fanges opp effektivt nok i industrielle omgivelser. De diffuse utslippene unnslipper luftstrømmene som fanges opp i rensesystemene i innendørsprosesser, og slippes ut i atmosfæren gjennom takåpninger, vinduer, dører og ventilasjonssystemer [2].

Organisasjon for økonomisk samarbeid og utvikling (OECD) gir en annen definisjon, som sier at «Diffuse utslipp refererer til forurensning som infiltrerer atmosfæren fra en stor ikke-punkts kilde, for eksempel støv fra en slagghaug» [3].

EUs referansedokument for best tilgjengelige teknikker (BREF) om målinger, «Monitoring of Emissions to Air and Water from IED Installations» (ROM) fra 2018 [4], diskuterer definisjonene av «diffuse» kontra «flyktige» utslipp siden bruken av disse to begrepene ofte blandes.

Følgende definisjoner er gitt i ROM (Oversatt fra engelsk):

- Diffuse utslipp («Diffuse emissions») er ikke-kanaliserte utslipp til omgivelsene. Utslippene gjelder vanligvis flyktige stoffer eller støv. Diffuse utslippskilder kan være punkt-, lineære-, areal- eller volumkilder. Eksempler inkluderer lagringsanlegg under lasting og lossing, utendørs lagring av bulk materialer, separasjonsbassenger i oljeraffinerier, dører i koksanlegg og elektrolyseceller i kloralkalianlegg. Det er flere utslippskilder inne i bedriftsbygninger som normalt også regnes som diffuse utslipp.
- Flyktige utslipp («Fugitive emissions») er diffuse utslipp fra «mindre» punktkilder. Flyktige utslipp er en undergruppe av diffuse utslipp og kommer vanligvis fra lekkende utstyr.

Av og til er skillet mellom et «diffust» og «punkt»-utslipp ikke veldig klart. Kanaliserte utslipp kan for eksempel i praksis også være både rensede og ubehandlede utslipp. I Norge er mange ubehandlede utslipp fra langsgående lyrer på ovnshuset i metallurgisk industri definerte som punktutslipp, mens hos andre bedrifter regnes de som diffuse kilder. Det er vanskelig å generalisere her, da dette vurderes fra anlegg til anlegg (Miljødirektoratet, kommunikasjon, november, 2021).

1.2 Støvegenskaper og støvflukt

Støvflukt fra et industriområde kan påvirke omgivelseslufta, og derfra folks helse og infrastruktur. Støving, spredning og potensiell påvirkning avhenger av støvets egenskaper (f.eks. partikkelstørrelse, innhold og temperatur). I tillegg avhenger påvirkning også av resipientens egenskaper (f.eks. topografi, meteorologi og infrastruktur).

SFI Metal Production¹ har publisert tre artikler som beskriver luftbårne utslipp fra produksjon av Si/FeSi og Mn legeringer og aluminium [2, 5, 6]. Artiklene beskriver bl.a.

¹ <https://www.ntnu.edu/metpro/cr-met-metal-production>

gass- og støvutslippene fra disse industriene nærmere og gir en oversikt over de ulike utslippsstudiene som finnes.

I smelteverksbransjen introduseres man for «kaldt» og «varmt» støv. I en smelteprosess er termisk generert støv ofte kjent som røyk («fume»). Alle prosessstrinn inkludert tapping, raffinering og støping, der flytende metall kommer i kontakt med oksygen (luft) danner røyk. «Kaldt støv» er derimot dannet i omgivelsestemperatur og skapes mekanisk. Kilder inkluderer håndtering av råvarer og produkter i pakkestasjoner, under knusing og sikting, på transportbånd og under lossing og lasting av skip [5].

Støvflukt fra industriprosesser kan skje gjennom flere mekanismer [7-10]. Først og fremst må industriutslipp til luft alltid ses i sammenheng med hva som finnes i luften fra før, og hva som skjer i atmosfæren samtidig som utslippene skjer. Vind kan dra med seg støv som kan holde seg suspendert i luften i kortere eller lengre perioder. Støv som oppholder seg i lufta kan blande seg eller reagere med andre stoffer [11]. Hvis man tenker seg at det er helt vindstille, så har noen utslipp fra industri nok energi til å sive opp og/eller spre seg utover av seg selv. Den siste formen for støvflukt er at støv virvles opp eller slippes ut i atmosfæren, men faller ganske fort ut og ned på bakken. Utslipp fra industri kan også oppkonsentreres under episoder med inversjon i atmosfæren (det dannes lag, slik at utslipp ved bakken blir fanget en periode.) Det finnes flere typer av inversjoner i lufta. I Norge er kuldeinversjon veldig vanlig på vinteren.

Fysikken i vindbåren støvspredning er beskrevet godt i en artikkel av Kok et al. (2012) [12]. Når partikler er suspendert i atmosfæren møter de på turbulens som tilsier hvor lenge de klarer å oppholde seg i atmosfæren basert på størrelsen, nemlig kortvarig for partikler mellom 20-70 µm i aerodynamisk diameter eller over lengre perioder (opptil flere uker) for partikler under 20 µm. Regn påvirker og reduserer ofte støvkonsentrasjonen, men det er viktig å vite at dette er også relatert til støvets egenskaper og størrelse. For eksempel kan mindre støvpartikler bare bli skjøvet unna av større regndråper. Dette er en av grunnene til at mindre partikler klarer å oppholde seg lengre i atmosfæren.

1.3 Regulering av støv i omgivelsene

Svevestøv. I Forurensningsforskriften del 3, kapittel 7² finnes det konsentrasjonsgrenser (som regel µg eller ng per m³) for to størrelser av svevestøv for å beskytte menneskers helse, nemlig for PM₁₀ (partikler som er under 10 µm i aerodynamisk diameter), PM_{2.5} (under 2.5 µm) og i tillegg for bly (Pb) i PM₁₀. I tillegg finnes det målsettingsverdier for metaller og et organisk stoff som er bundet i svevestøvet; Ni, Cd, As, og benzo-a-pyren (BaP), som er en polysyklisk aromatisk hydrokarbon (PAH). Metallene og BaP gjelder innhold i PM₁₀ fraksjonen.

I tillegg til regulering av svevestøv i omgivelsesluften finnes det også grenseverdier for gassene SO₂, NO_x, CO og benzen.

² https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/KAPITTEL_3#KAPITTEL_3

Grenseverdiene er øverste lovlige grenser, og er basert både på helsefaglig kunnskap, samfunnsøkonomiske, administrative og tekniske hensyn, og skal overholdes. Målsettingsverdiene er også øvre lovpålagte grenser, men disse skal oppnås der tiltak ikke innebærer uforholdsmessig store kostnader.

Det finnes også luftkvalitetskriterier³ for svevestøv, BaP, metaller og gasser som omfatter noen flere stoffer. Her er det gitt konsentrasjoner som regnes som trygge for de fleste mennesker. Forurensingsforskriften og luftkvalitetskriteriene oppdateres jevnlig. Verdens helseorganisasjon (WHO) publiserer også retningslinjer for luftforurensning [13].

Nedfallsstøv er partikler som generelt er større enn svevestøv, og som faller ut av atmosfæren. Skillet mellom svevestøv og nedfallsstøv er flytende. I Porsgrunn fant man at nedfallstøvet målt hos naboer nærme Herøya industripark var mellom 40 – 400 µm i diameter [7]. Nedfallstøv er ikke regulert rundt de fleste industrianlegg i dag, men en del bedrifter måler nedfallsstøv kontinuerlig ved standard metode «NS 4852:2010 Luftundersøkelser uteluft - måling av Støvnedfall».

Pukkverk og blåserensing av metallkonstruksjoner har derimot forskriftsfestede nedfallsstøvgrenser for den mineralske andelen av nedfallstøvet på 5 g/m²/30 dager⁴ (Målinger skal gjøres med standard metoden). Retningslinjer i resten av verden kan variere mellom 100 - 650 mg/m²/24h(dag) [14].

Et annet eksempel på regulering av de større støvpartiklene er fra Storbritannias veileder for luftkvalitetsmålinger på anleggsplasser. Her anbefaler man tiltaksgrenser for nedfallsstøv ut ifra flere målemetoder; Oppsamlingskontainer: 200 mg/m²/dag (gjennomsnitt over 4 uker), tilsmussing av glassflate: 25 Soiling units (su) per uke, eller på en klebrig overflate: 2-5% Effective area coverage (EAC) per uke [15].

1.4 Krav til kartlegging, måling og rapportering av diffuse utslipp

Ifølge «Monitoring of Emissions to Air and Water from IED Installations» (ROM) kan diffuse utslipp til luft i mange tilfeller være av miljømessig og økonomisk betydning, og for enkelte bransjer kan de potensielt være større enn punktutslippene [4]. **I flere av EUs BAT-konklusjoner⁵ (konklusjoner om best tilgjengelig teknikk) stilles det krav til at virksomhetene skal kartlegge de største kildene til diffuse utslipp, etablere en handlingsplan og gjennomføre tiltak for å fange opp og redusere de diffuse utslippene.** ROM vurderer videre at kvantifisering av diffuse utslipp er ressurs- og kostnadskrevende [4] og at måleusikkerheten ved bestemmelse av diffuse utslipp kan være høy.

I tillatelser til forurensende virksomhet i Norge er krav til diffuse utslipp tydeliggjort ved å skille mellom punktutslipp og diffuse utslipp. Det er stilt vilkår om kartlegging av diffuse

³ <https://www.fhi.no/nettpub/luftkvalitet/sammendrag-og-bakgrunnsinformasjon/om-uteluft---luftkvalitetskriterier/>

⁴ https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/KAPITTEL_8#KAPITTEL_8

⁵ <https://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference>

utslipp for å få mer kunnskap. Diffuse utslipp skal også rapporteres til forurensningsmyndigheten i den årlige egenkontrollrapporten.

I tillatelser til virksomhet etter forurensningsloven og i flere forskrifter som regulerer utslipp fra industri er det stilt krav til hvordan virksomhetenes utslippskontroll gjennom målinger og rapportering skal gjennomføres [16, 17].⁶ Miljødirektoratets veileder for «Industrielle måleprogram» gir bedriftene et overordnet verktøy for utarbeidelse av måleprogram; prøvetakingsfrekvens, beregning av totalutslipp og vurdering av usikkerhet. Et underliggende krav er at målinger skal utføres etter norsk standard. Dersom norsk standard ikke finnes, kan internasjonale standarder benyttes. Virksomhetene kan benytte andre metoder dersom særlige hensyn tilsier det og den valgte metoden gir representative tall for virksomhetens faktiske utslipp.

Industrien rapporterer det totale utslippet av støv som inkluderer både svevestøv og nedfallsstøv. I 2020 rapporterte 154 landbaserte industrianlegg støvutslipp til myndighetene⁷. 34 bedrifter av 154 bidrar til ca. 96 % av det totale støvet. Disse bedriftene hadde rapporterte støvutslipp mellom 10 - 500 tonn per år. Tolv av de 34 anleggene beregner eller estimerer sine totale støvutslipp, og resten baserer tallene sine på målinger. Ca. 13 av de 34 bedriftene har relativt nylig fått en spesifikk regulering av diffuse støvutslipp i tillegg til punktutslipp i utslippstillatelsen (Basert på tillatelser i 2021). Noen bedrifter reguleres også for diffuse utslipp av metaller og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH).

1.5 Rapportens omfang

Rapporten fokuserer på kartleggingsbiten i flere industriers krav til diffuse utslipp til luft.

Innholdet er organisert i fire deler:

Del 1 gir en generell fremgangsmåte for å kartlegge diffuse utslipp.

Del 2 tar for seg kartlegging av påvirkning i omgivelsesluften.

Del 3 gir anvisninger for beregnings- og målemetodikk for ulike kilder.

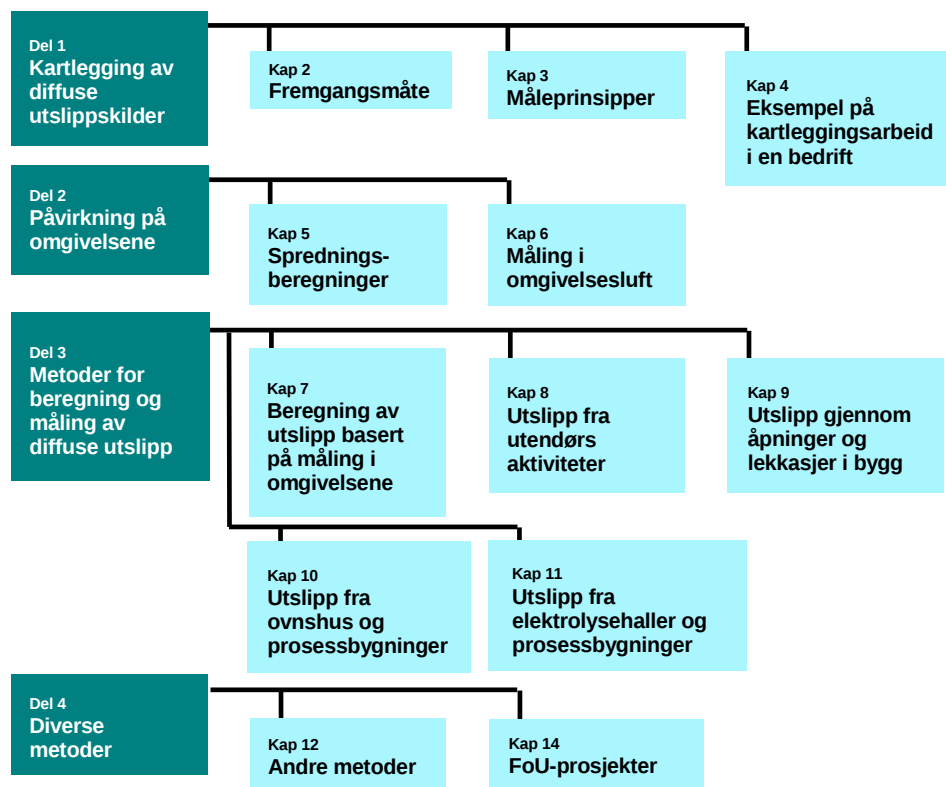
Del 4 referer til annen informasjon om kartlegging av diffuse utslipp.

Diffuse utslippskilder er kategorisert i 7 hovedtyper som beskrives i kapittel 2.4. I tillegg ser man også på alle kilder samlet som en 8. kategori. Metodeoversikten er organisert i fem underkapitler; måling i omgivelser, utendørs aktiviteter, åpninger og lekkasjer i bygg, ovnshus (prosessbygg) og elektrolysehaller (eller andre proseshaller). Figur 1.2 gir en oversikt over underkapitlene i de fire delene og hvordan rapporten er organisert. Tabell

⁶ <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/forurensning/industri/for-naringsliv/forventninger-til-industriens-utslippskontroll/>

⁷ www.norskeutslipp.no - «Partikulært utslipp til luft fra industri» (INSTOV)

1.1 oppsummerer hovedkategoriene av diffuse utslippstyper man har kommet frem med en kort innsikt i tilgjengelig målemetodikk.



Figur 1.2 Oversikt over rapportens innhold og omfang.

Tabell 1.1 Oppsummering av utslippskategorier og konklusjoner rundt måle- og beregningsmetodikk for disse typer av kilder.

Kategori av diffust utslipp	Måle og/eller beregningsmetoder
Varme utslipp gjennom definerte åpninger (en del er definerte som punktutslipp)	Basert på standard metode EN 15259 og konsentrasjonsmålinger i utløpene. Massebalanse og emisjonsfaktorer.
Varme utslipp fra bygninger uten definerte utløpsåpninger	Ingen standard metode tilgjengelig. Sporstøv metoden, beregning basert på luftstrøm eller ventilasjon samt konsentrasjon.
Varme utslipp i uteluft	Ingen standard metode tilgjengelig.
Isoterme (kalde) utslipp i uteluft	Ingen standard metode tilgjengelig.
Passive utslipp fra materialhåndtering og lagring	VDI retningslinje 3790 blad 3 og blad 4 gir hjelp til å anslå størrelsen på noen av utslippene. Modellering og videomåling av volum/volumstrøm sammen med måling av støvkonsentrasjon kan brukes i anslag.
Utslipp som inneholder støv i luft/vanddamp-blandinger	Ingen standard metode tilgjengelig.
Transport	VDI retningslinje 3790 blad 4 gir hjelp til å anslå størrelsen på utslippet. Denne retningslinjen er basert på US EPA AP-42 seksjon 13.2.1 (veier med fast dekke) og seksjon 13.2.2 (veier uten fast dekke).
Totale diffuse utslipp fra flere prosesser	Standard metode NS-EN 15445. «Upwind/downwind» oppstrøms/nedstrøms metoden

DEL 1

KARTLEGGING AV DIFFUSE UTSLIPPSKILDER

2 Fremgangsmåte for kartlegging av diffuse utslipp

I dette kapittelet gis et generelt forslag til hvordan man kan gå frem for å kartlegge diffuse utslipp. Fokuset her er å gi innsikt i de ulike typene av kilder som finnes og hva en bør legge vekt på i beskrivelsen av disse. Kildeeksempler er illustrert ut ifra tre konstruerte modellbedrifter; et ferrolegeringsverk, et aluminiumsverk og et pukkverk/asfaltverk. En del av kildene hos disse industriene kan finnes igjen også i andre industriprosesser, og noen vil mangle.

Kartlegging av de diffuse utslippene gir oversikt og grunnlag for å prioritere arbeidet med bestemmelse av mengder gjennom målinger og beregninger. Mengdebestemmelse av kilder kan så brukes i rapportering og i arbeid med tiltak. Når det kommer til hvordan man skal prioritere og utføre måle- og/eller beregningsarbeidet og rapportere de totale diffuse utslipp henvises det til Miljødirektoratets veileder for «Industrielle Måleprogram» [17].

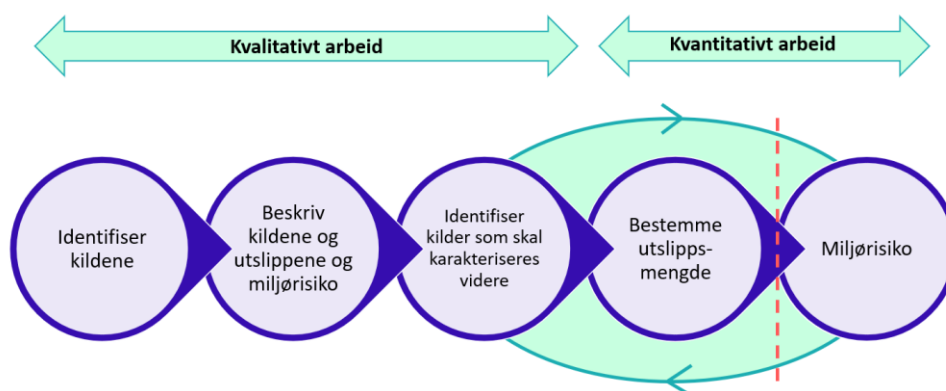
Denne rapporten presenterer mulige måle og beregningsmetoder for diffuse utslipp. Måleteknologi og måleprinsipper man bør kunne noe om er introdusert kort i kapittel 3 og de ulike måle- og beregningsmetodene er så beskrevet i kapitlene 7 - 11.

Prosedyren under er basert på nye fremgangsmåter som er prøvd ut av Norsk Hydro (Åstrand H. H., kommunikasjon, Miljøforum, 2019) og Elkem Carbon (Håland, B. S., kommunikasjon, Miljøforum 2019). Den er komplettert med innspill fra Yara Norge Porsgrunn (Jo Ela Johansen, kommunikasjon, oktober, 2021). Hydros fremgangsmåte for kartlegging av diffuse utslipp er illustrert i Figur 2.3. Elkem Carbons metode er gjengitt som eksempel i kapittel 4.

2.1 Overordnet fremgangsmåte

- 1. Identifiser kildene.** Gå systematisk gjennom alle prosessene fra lossing av råstoff til uttransport av ferdigvarer. Et hjelpemiddel til oversikt kan være å sette opp et flytskjema som viser alle operasjoner. Å observere og forhøre seg med operatører i de forskjellige produksjonsprosessene kan gi viktig informasjon om kilder.
- 2. Anslå utslippenes størrelse.** Størrelsen på utslippene bør systematisk graderes. For eksempel kan dette gjøres kvalitativt etter erfaringene fra de som arbeider på stedet i «stor, middels og liten», eller anslås mere kvantitativt ved andre metoder.
- 3. Beskriv utslippet og risiko forbundet med utslippet.** Begynn med å beskrive utslippet kvalitativt (synlig, små partikler, store partikler, farge, kommer med vanddamp, varmt, kaldt, går oppover, virvles opp, detter ned fort, etc.) gjennom observasjon. Beskriv deretter risikoen for at utslippet blir i lufta kortvarig, langvarig og om det kan nå vannforekomster. Se Figur 2.3 for Hydros metode for fordeling av støv og metaller fra diffuse utslipp i vann og luft (Denne rapporten diskuterer ikke metoder for å regne ut fordeling mellom vann og luft).

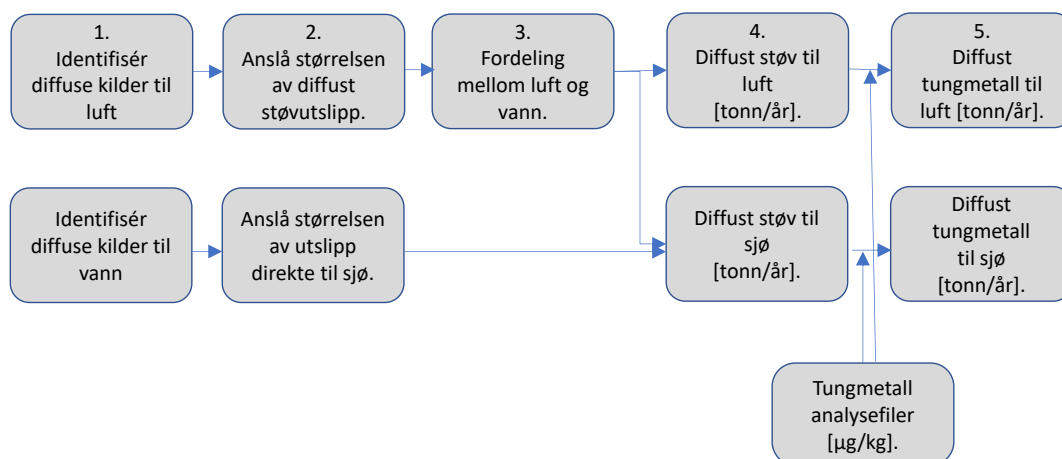
4. **Beskriv risiko for at diffuse utslipp inneholder prioriterte miljøgifter.** Beskriv risiko for at de ulike kildene til diffuse støvutslipp inneholder metaller, PAH, eller andre prioriterte miljøgifter (Liste over miljøgifter kan fås fra Miljødirektoratet).
5. **Kvantifisering av utslippene.** Utslippene kvantifiseres ved målinger, beregninger og estimer. Metode for å kvantifisere utslippene må vurderes ut fra blant annet størrelsen på utslippene, egenskapene til støvet og infrastruktur i og rundt kilden. De utslippene med størst miljøpåvirkning bør kvantifiseres med størst nøyaktighet. Ulike måle- og beregningsmetoder er foreslått i del 2 og 3 av rapporten. Målet i de fleste metoder er å finne en representativ konsentrasjon eller en nedfallsrate slik at man kan regne ut en emisjonsfaktor for en type av prosess eller kilde. Målinger må derfor ofte kombineres med beregninger eller modellering. Emisjonsfaktorer eller et totalt utslipp kan også beregnes ut ifra informasjon om kilden. Til slutt får en oversikt med utslippsinformasjon om alle kildene som eksempelet i Figur 2.2.
6. **Aktuelle miljøgifter bør måles i støvkildene hvis nødvendig.** Prøvetakingen og måleoppsettet må ofte justeres i forhold til målinger av bare støv da man som regel trenger ganske mye prøvemateriale for å kunne gjennomføre tilfredsstillende kjemiske analyser av innhold. Alternativt kan man beregne utslippet ut fra kunnskap om kjemisk sammensetning av materialer. Usikkerheten i målinger eller beregninger av mindre andeler i det diffuse støvet (f. eks stoffer som PAH) kan bli forstørret.
7. **Anskaff informasjon om miljørisiko eller miljøpåvirkning.** Prioritering og utførelse av målinger (bl.a. frekvens og nøyaktighet) skal ses i sammenheng med miljørisiko for utslippskilden. Informasjon om miljøpåvirkningen av diffuse utslipp kan også hjelpe en bedrift i prioriteringsarbeidet for både målinger og tiltak. Å forstå sammenhengen mellom utslipp og påvirkning, og dokumentere virkninger over tid er gode verktøy i tiltaksarbeidet. Les mere om dette i del 2.



Figur 2.1 Oppsummering av kartleggingsprosedyren. Første del er et kvalitativt arbeid som går på å skaffe seg oversikt og beskrive kildene. Den andre delen er kvantitativt der man skal komme frem til mengder og mulig påvirkning av omgivelsene. Miljørisiko må alltid ses i sammenheng med målinger av utslipp.

Operasjon	Utslippsmengde		Risiko for prioriterte miljøgifter.
	Pr. år.	Pr. produsert mengde.	
1.			
2.			
3.			
4.			
5.			
6.			
7.			
8.			
9.			
10.			
11.			
12.			
13.			
14.			
15.			
16.			
21.			
22.			

Figur 2.2 Eksempel på tabell med oversikt over alle kilder til diffuse utslipp i en bedrift



Figur 2.3 Illustrasjon av fremgangsmåte for å kartlegge diffuse utslipp til luft og til vann ved Hydro. (Åstrand H. H., kommunikasjon, 2019). Her har Hydro sett litt nærmere på fordelingen av diffust støv mellom luft og vann, og metaller som en andel av støvet.

2.2 Om avvik fra standard måleteknikk

I de videre kapitlene får man informasjon om flere metoder for måling og beregning av diffuse utslipp til luft. Ved måling av mange av kildene er det ikke alltid mulig å følge standardiserte metoder. Standarder for utslippsmåling forutsetter ofte et utslipp via en kanal eller skorstein med definert åpning og rette rørstrekninger før og etter målepunktet. Diffuse utslipp fra bygninger, fra utendørsaktiviteter eller transportering av materialer skjer ofte ikke gjennom slike definerte utslippspunkter. I tillegg kan plassmangel, muligheter for tilkomst og egenskaper ved utslippet begrense muligheten for å følge kravene i standarder.

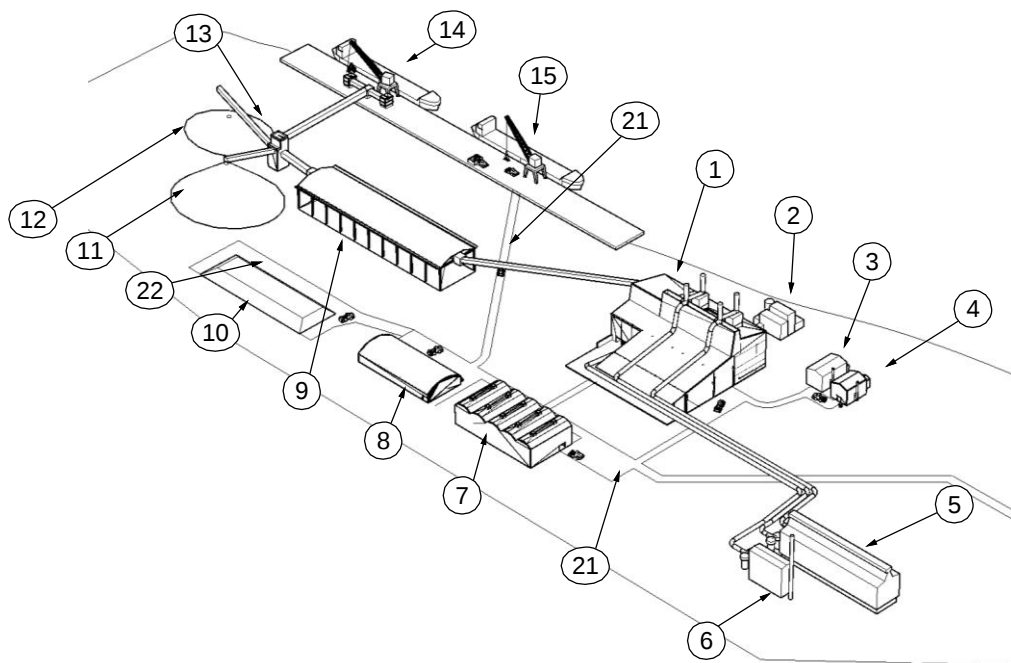
I en fase med kartlegging av ulike kilder til diffuse utslipp eller prioritering av tiltak kan det være gode grunner for å forenkle målinger. Dersom det er nødvendig å gjøre praktiske tillempinger eller forenklinger må man vurdere betydningen av dette opp mot formålet med målingene og kravet til nøyaktighet. Dersom måleresultatene skal brukes til rapportering av utslipp og for å dokumentere at utslippsgrenser er overholdt, må målingene gjennomføres slik at de er representative for det faktiske utslippet. Prinsippet her er at utslippets variasjon og miljømessige betydning er helt avgjørende for valg av tidspunkt, varighet og frekvensen av målinger [17].

2.3 Identifisering av kilder i en prosess

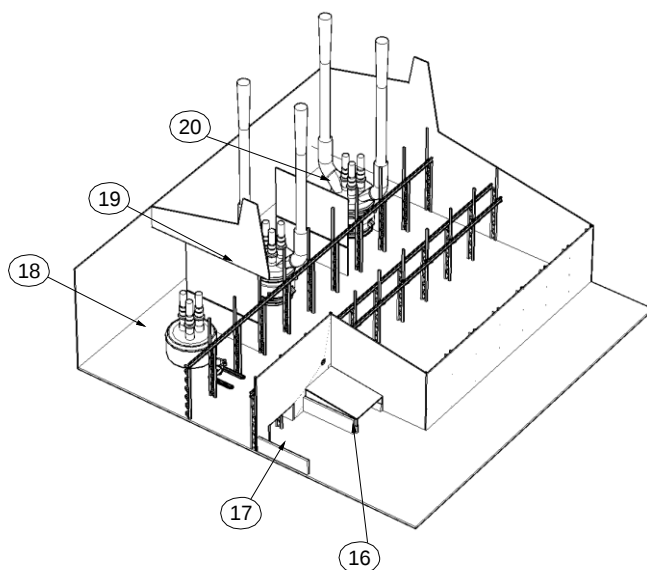
De følgende tre modellbedriftene illustrerer hvor det kan oppstå diffuse utslipp til luft ved et anlegg. De ulike kildene er kategorisert i typer av utslipp som er nærmere beskrevet i kapittel 2.4. Metoder for kvantifisering av utslippene finnes i del 2 og 3. Modellbedriftene er et verktøy for å forstå ulike kilder, prosesser og omfanget av kartleggingen av diffuse utslipp.

2.3.1 Ferrolegeringsverk

Figur 2.4 og Figur 2.5 viser et konstruert ferrolegeringsverk. Tabell 2.1 forklarer kort prosessene og de ulike diffuse utslippene for ferrolegeringsverket.



Figur 2.4 Oversikt over ferrolegeringsverket.



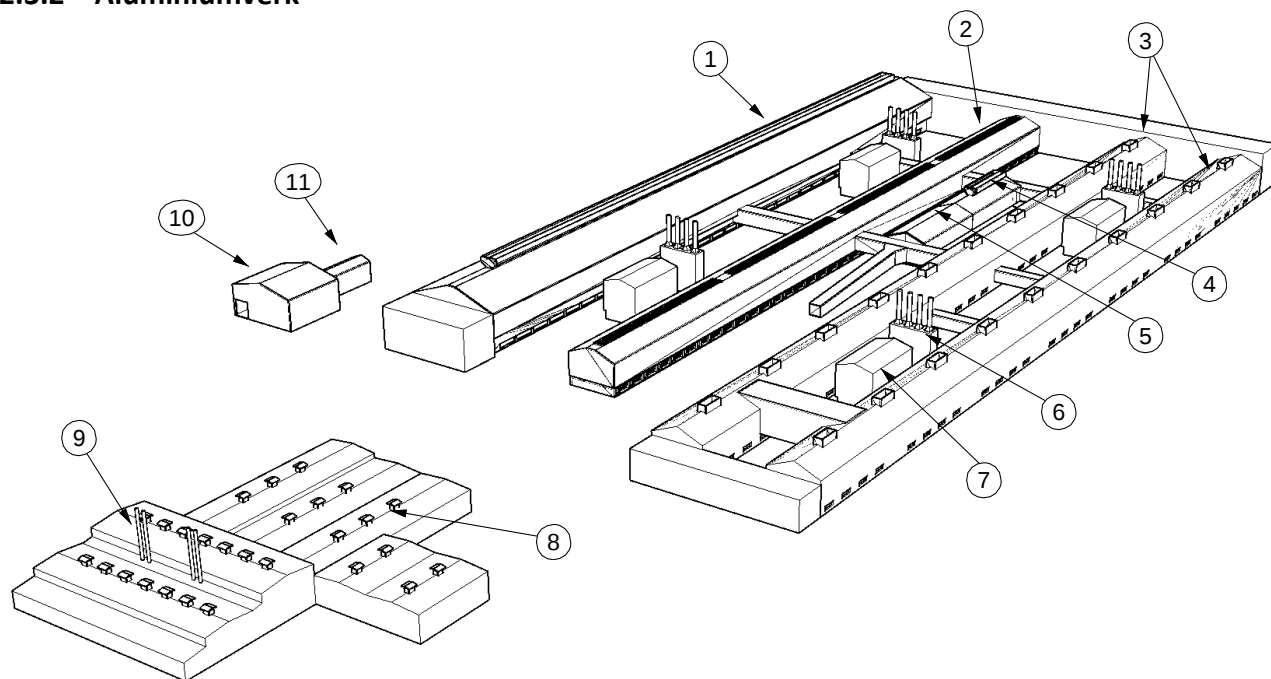
Figur 2.5 Oversikt over ovnshuset.

Tabell 2.1 Anlegg, operasjoner og utslippstyper for ferrolegeringsverket.

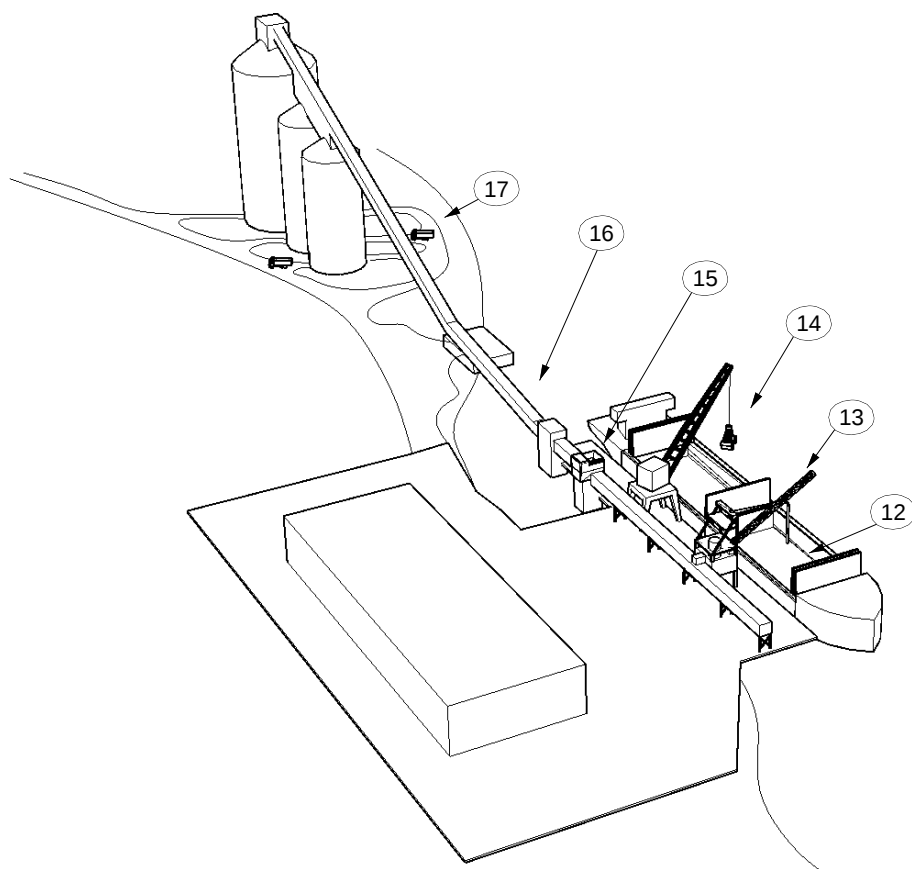
Operasjon	Type utslipp, se kapittel 2.4
1. Ovnshus, tre ovner: Ovn 1 – FeMn og SiMn Ovn 2 – FeSi Ovn 3 – Si-metall	Utslipp gjennom taklyre – Varme utslipp gjennom definerte åpninger Type 1
2. Vannrenseanlegg for mangan	Ikke utslipp til luft
3. Ildfastverksted	Utslipp etter filter. Kanalisert utslipp
4. Spettestasjon for øser	Utslipp etter filter. Kanalisert utslipp Utslipp gjennom veggåpninger Type 9
5. Overtrykksfilter fra ovn 2 og ovn 3	Utslipp etter overtrykksfilter Type 8
6. Undertrykksfilter fra støpekammer for mangan	Utslipp etter filter. Kanalisert utslipp
7. Knuse, sikte og pakkestasjon for metaller som pakkes i sekk	Utslipp etter filter. Kanalisert utslipp Eventuelt: Utslipp gjennom veggåpninger Type 9
8. Knuse og siktestasjon for metaller som leveres i bulk	Utslipp etter filter. Kanalisert utslipp Utslipp gjennom veggåpninger Type 9
9. Råvarelager under tak	Utslipp fra utendørs masselager Type 13
10. Slaggdeponi mangan	Utslipp fra håndtering av varme masser utendørs Type 7

11. Utelager for koks	Utslipp fra utendørs masselager Type 13
12. Utelager for kvarts	Utslipp fra utendørs masselager Type 13
13. Omlastebygg for transportbånd	Passive utslipp gjennom åpninger i bygg Type 9
14. Lossestasjon ved kai	Utslipp fra materialstyrt Type 14 Utslipp fra trimming av last Type 11
15. Lastestasjon for ferdigvarer i bulk til skip	Utslipp fra materialstyrt Type 14 Utslipp fra trimming av last Type 11 Utslipp fra håndtering av isoterme løsmasser utendørs Type 12
16. Støpekommer FeMn, SiMn	Utslipp av varm røyk ut til friluft (ved utstøping) Type 6 Utslipp ved brekking av støpt metall med hjullaster Type 7
17. Slaggrop FeMn, SiMn	Utslipp av varm røyk og vanndamp ut til friluft (ved utstøping) Type 6 Utslipp ved brekking av støpt metall med hjullaster Type 7
18. Ovn 1 – FeMn, SiMn	Utslipp fra ovnstopp fanges opp i filter (Operasjon 6) eller strømmer ut gjennom taklyre (Operasjon 1).
19. Ovn 2 – FeSi	Utslipp fra ovnene strømmer ut gjennom taklyre i ovnshuset (Operasjon 1).
20. Ovn 3 – Si	
21. Kjøreveier med fast dekke	Type 18
22. Kjøreveier uten fast dekke	Type 19

2.3.2 Aluminiumverk



Figur 2.6 Oversikt over aluminiumverket.



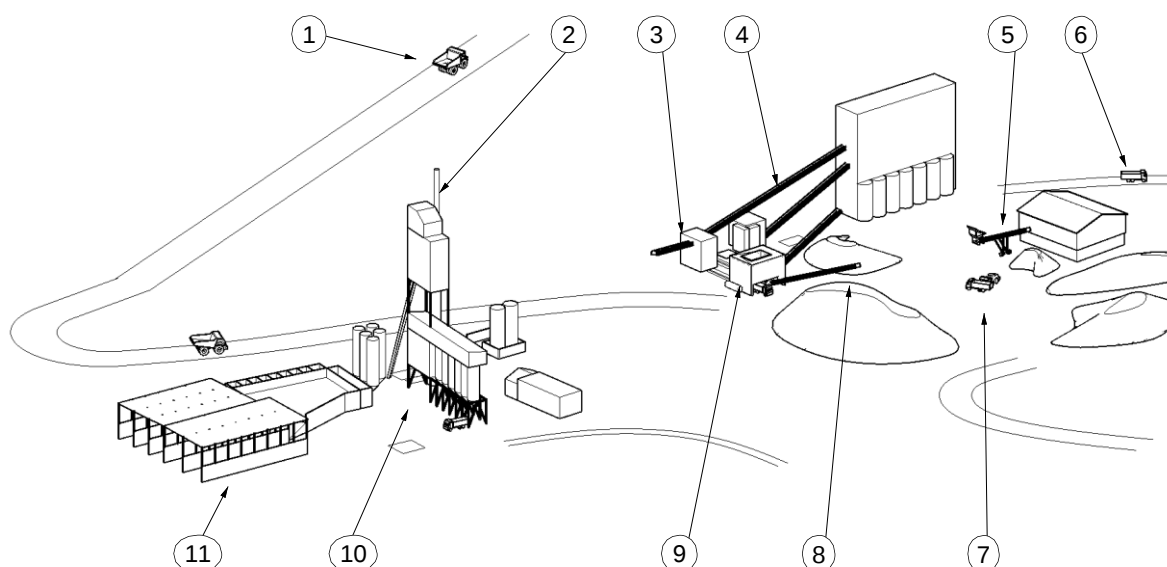
Figur 2.7 Kai og losseanlegg for oksid til aluminiumverket.

Tabell 2.2 Anlegg, operasjoner og utslippstyper for aluminiumverket.

Operasjon	Type utslipp.
1. Elektrolysehall 1 med tulipan-utløp	Utslipp gjennom taklyre – Varme utslipp gjennom definerte åpninger Type 3
2. Elektrolysehall 2 med labyrint-utløp	Utslipp gjennom taklyre – Varme utslipp gjennom definerte åpninger Type 4
3. Elektrolysehall 3 og 4 med skorsteinliknende utløp	Utslipp gjennom skorstein – Varme utslipp gjennom definerte åpninger Type 1
4. Rensestasjon for brukte anoder	Utslipp av romluft gjennom tulipan taklyre. Type 3 Lokalavtrekk med filter fra rensesutstyr. Kanalisert utslipp.
5. Anodemontasje	Lokalavtrekk. Kanalisert utslipp. Romluft med røyklekkasjer luftes ut gjennom takhatt. Type 2
6. Vasketårn/SO ₂ -rensing	Utslipp gjennom skorstein – Kanalisert utslipp
7. Tørrrenseanlegg/Overtrykksfilter	Avkast til vasketårn. Ikke utslipp
8. Støperi	Utslipp av romluft gjennom takhatter. Type 2
9. Skorsteiner fra legeringsovner i støperi	Utslipp gjennom skorstein – Kanalisert utslipp
10. Katodeverksted	Utlufting av romluft med balansert ventilasjon. Ingen utslipp
11. Rensing av katoder	Avtrekk med filter. Kanalisert utslipp. Mulig støvutslipp fra åpen port. Type 9
12. Trimming av oksid i lasterom	Støving når lasten skyves/flyttes med frontlaster. Type 11
13. Sugelasser	Ikke utslipp av betydning?
14. Lossing med grabb i kran 15. Lastetrakt	Støving fra oksid som faller fra grabb og ved materialstyrt til lastetrakt. Type 14
16. Transportbånd, innelukket	Type 16
17. Veitransport av oksid	Støvoppvirvling fra vei Type 18 eller Type 19 Støving fra last Type 20

2.3.3 Pukkverk og asfaltverk

Figur 2.8 viser modellen av et pukk- og asfaltverk. Steinbruddet er ikke vist på figuren.



Figur 2.8 Oversikt over pukkverk og asfaltverk.

Tabell 2.3 Anlegg, operasjoner og utslippstyper for pukkverk og asfaltverk.

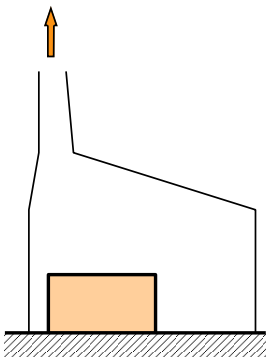
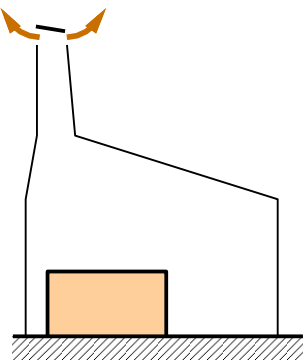
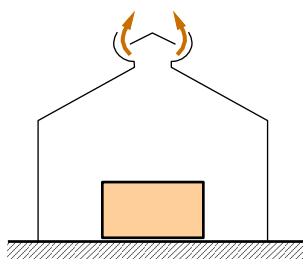
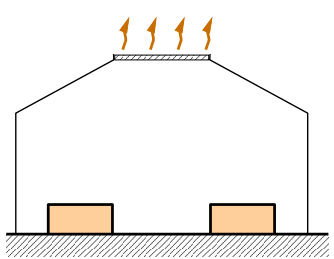
Operasjon	Type utslipp, se kap. 2.4.
1. Steintransport mellom steinbrudd og knuseverk.	Type 12 Type 18 Kjøring på vei med fast dekke Type 19 Kjøring på vei uten fast dekke Type 20 Støving fra last
2. Skorstein fra asfaltverk.	Kanalisert utslipp
3. Knuser.	Utslipp avhengig av avtrekksanlegg og innkapsling. Kan være Type 9
4. Åpent transportbånd med avkast inne i bygg.	Dryss og støving fra massene på båndet. Type 15
5. Åpent transportbånd med avkast i det fri.	Dryss og støving fra massene på båndet. Type 15 Styrt av masse fra bånd til haug Type 14
6. Transport med lastebil på fast dekke.	Oppvirvling av støv fra bakken og støving fra lasten på kjøretøyet. Type 18, Type 20
7. Fylling av last på bil vha. hjullaster.	Type 12
8. Støving fra lagerhaug i friluft.	Type 13
9. Fylling av løsmasser til lastebil fra silo.	Støving ut til omgivelsene. Type 9

10. Asfaltverk	• Bitumen-lagertanker (innholdet gjerne er varmet til 180 °C) er en kilde til diffuse utslipp (noen vil kanskje også kalle det et kanalisert utslipp i den grad det slippes gjennom lufterør på lagertankene) Måling av lufterør fra tanker er ikke dekket av denne rapporten. • Transportbånd for ferdigprodusert asfalt medfører typisk diffuse utslippspunkter • Laste- og losseområder (for bil og båt) er punkter som slipper ut oljelukter (bitumen/asfalt) til omgivelsene Dette er varme utslipp av damper/gasser. <u>Kan ikke behandles</u> som utslipp av støv fra transportbånd og håndtering av isoterme løsmasser.
11. Lager	Oppvirvling av støv med vinden. Type 13

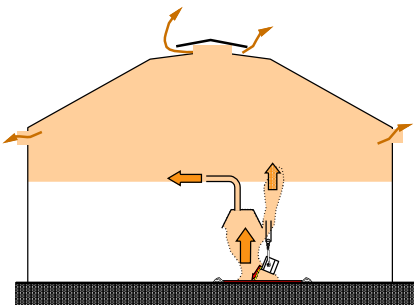
2.4 Kategorier av diffuse utslippskilder

De følgende underkapitlene illustrerer og viser eksempler på 7 kategorier av industrielle kilder til diffust støv. Mer informasjon om målemetodikk for de ulike typene finnes i de etterfølgende kapitlene i rapporten. Metoder er delt inn i kapitler i del 2 og 3 med fokus på måling i omgivelser, utendørs aktiviteter, åpninger og lekkasjer i bygg, ovnshus (prosessbygninger) og elektrolysehaller (prosesshaller).

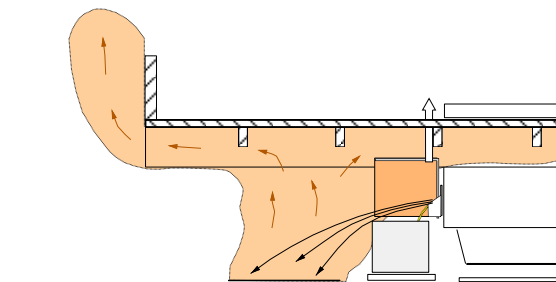
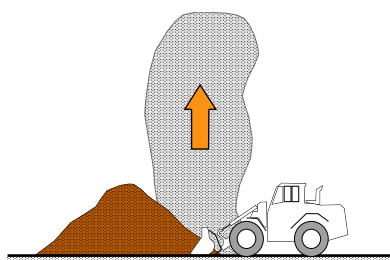
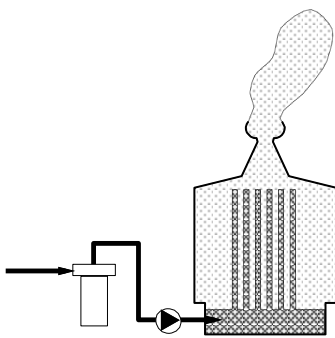
2.4.1 Varme utslipp gjennom definerte åpninger

<i>Type 1</i> 	<i>Type 2</i> 	Utslipp fra skorsteinsliknende taklyrer. Med termisk oppdrift.
<i>Type 3</i> 	<i>Type 4</i> 	Utslipp fra langsgående takåpninger. Med termisk oppdrift.

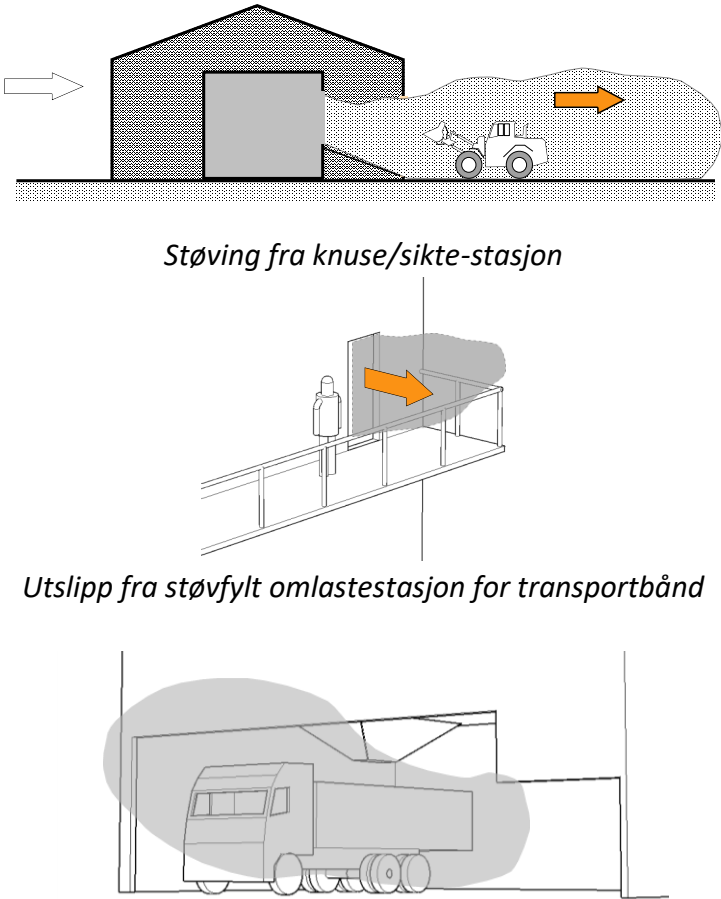
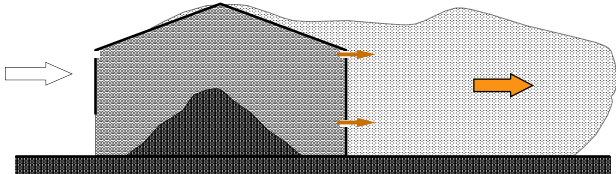
2.4.2 Varmer utslipp fra bygninger uten definerte utløpsåpninger

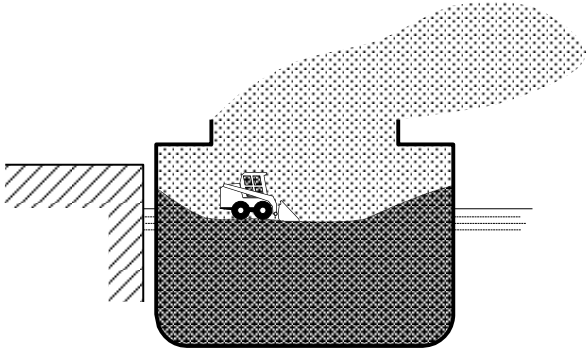
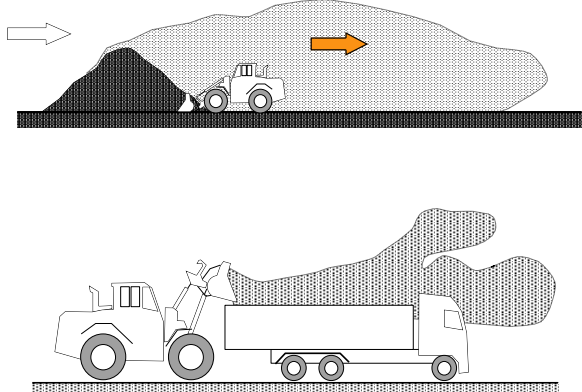
Type 5 	Utslipp av røyk og støv gjennom ikke-definerte åpninger i bygg. Utslipp med termisk oppdrift.
---	--

2.4.3 Varmer utslipp i uteluft

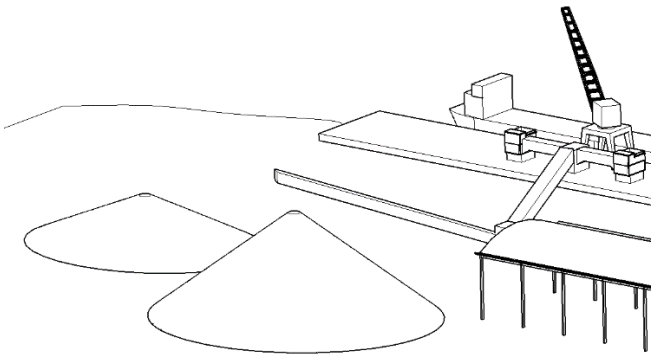
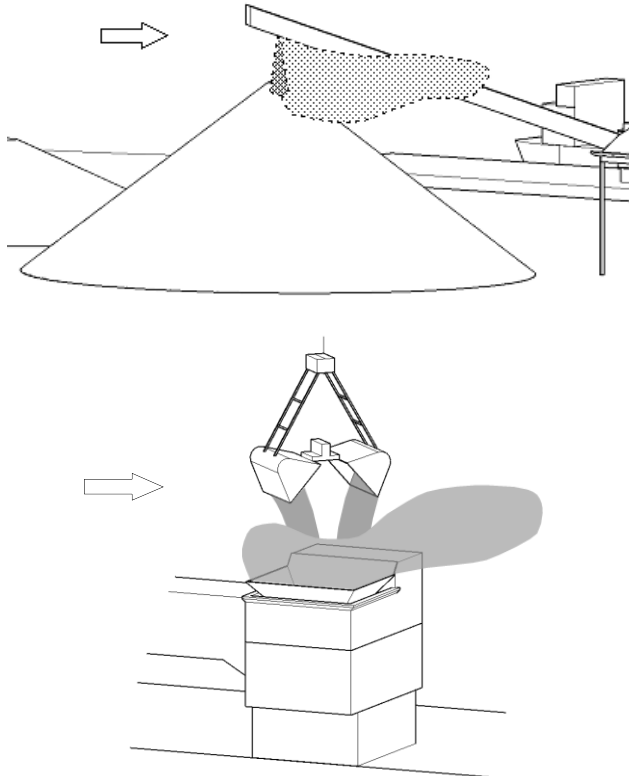
Type 6 	Utslipp av varm røyk ut til friluft
Type 7 	Utslipp fra håndtering av løsmasser utendørs. Varme masser, dvs. med termisk oppdrift. Også: Brekking av metall med hjullaster
Type 8 	Utslipp fra overtrykksfiltre

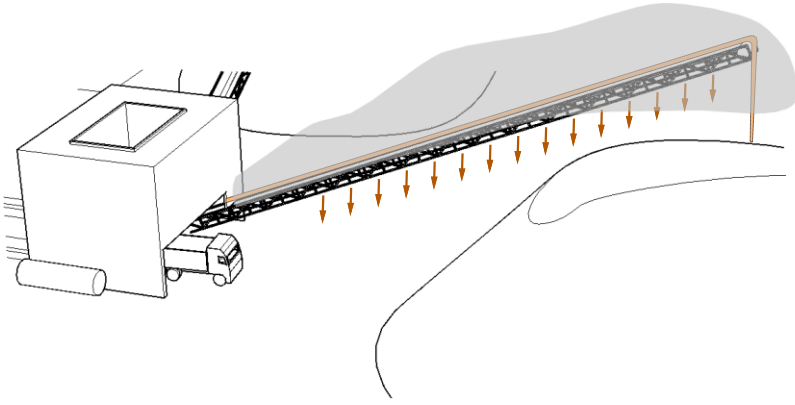
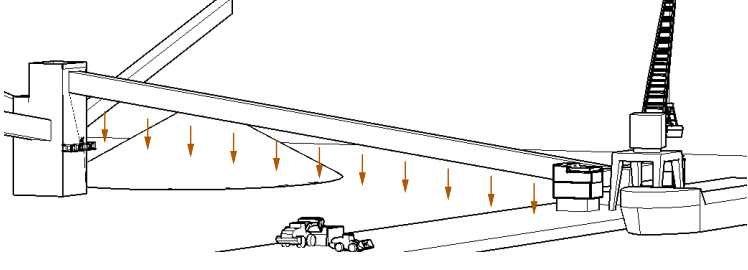
2.4.4 Isoterme utslipp i friluft

Type 9  <i>Støving fra knuse/sikte-stasjon</i> <i>Utslipp fra støvfylt omlastestasjon for transportbånd</i> <i>Støving fra fylling av lastebil fra silo</i>	Utslipp fra håndtering av løsmasser som slipper ut gjennom mer eller mindre definerte åpninger. Isotermt utslipp, dvs. uten oppdrift.
Type 10 	Utslipp av støv gjennom ikke-definerte åpninger i bygg. Isotermt utslipp, dvs. uten oppdrift.

Type 11  The diagram shows a cross-section of a container or ship's hold. A small vehicle with two wheels is positioned on a dark, textured layer at the bottom. Above it is a large, light-colored, stippled mass. A vertical line on the left indicates a boundary or wall. Horizontal lines on the right suggest airflow or movement.	Trimming av bulklast i båt.
Type 12  The diagram is divided into two parts. The top part shows a side view of a truck with its bed raised, dumping a large pile of dark, stippled material. A white arrow points left towards the pile, and an orange arrow points right away from it. The bottom part shows a top-down view of a truck with its bed raised, dumping a large pile of dark, stippled material. A white arrow points left towards the pile, and an orange arrow points right away from it.	Lasting av løsmasser. Utslipp ved håndtering av isoterme løsmasser utendørs.

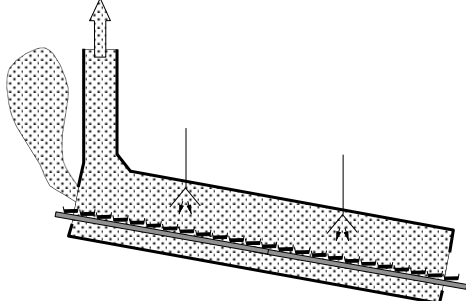
2.4.5 Passive utslipp fra materialhåndtering og lagring

Type 13 	Støving fra lagerhauger. Kalde masser.
Type 14 	Utslipp fra materialstyrt

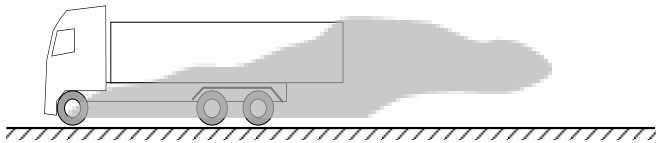
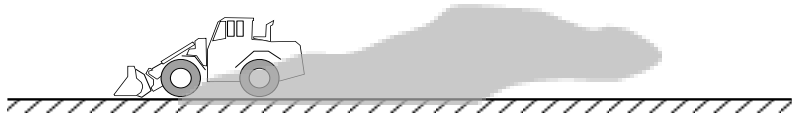
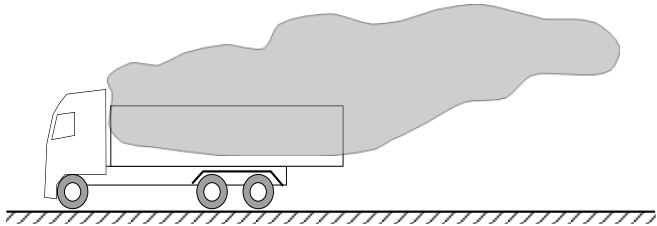
Type 15 	Dryss og støving fra åpent transportbånd.
Type 16 	Dryss og støving fra innkapslet transportbånd.

For **mobile utendørs knuseverk** som forekommer i steinbrudd og i industri er mulige diffuse utslipp dekket av typene 12-15 som inkluderer a) tømning fra hjullaster til hopper, b) støving fra transportbånd, c) materialstyrt fra transportbånd til lagerhaug, og d) materiallagring.

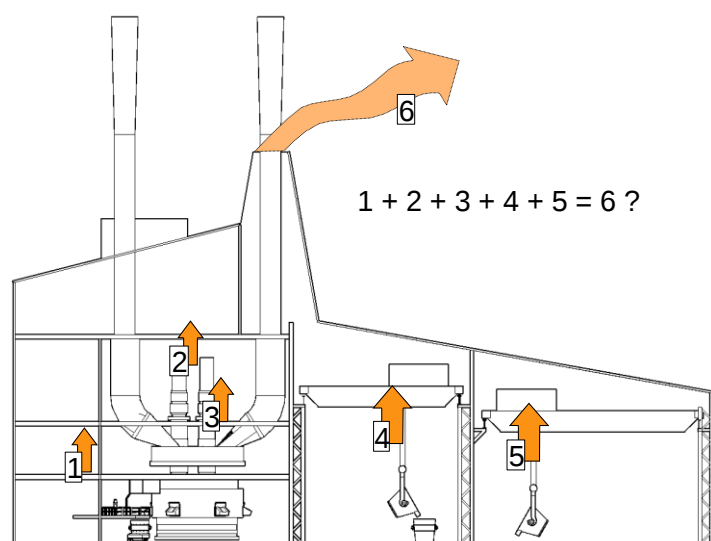
2.4.6 Utslipp som inneholder støv i luft/vanndamp-blandinger

Type 17 Vannkjøling av kokiller i tunnel 	Støving fra metall som kjøles med vann. Blanding av luft, vanndamp og støv slipper ut diffust eller luftes ut gjennom avtrekkskanal.
---	---

2.4.7 Transport

<i>Type 18 Kjøring på vei med fast dekke</i> 	Utslipp fra materialtransport. Hovedsakelig fra kjøring på grus eller asfalt som forårsaker oppvirvling av støv fra bakken.
<i>Type 19 Kjøring på vei uten fast dekke</i> 	
<i>Type 20 Støving fra last</i> 	Støving fra materialer som transporteres.

2.5 Kilder inne i byggene



Figur 2.9 Er summen av utslippene inne i bygget lik det som kommer ut av bygget?

Det kan være hensiktsmessig også å kartlegge og/eller måle utslippene fra hver enkelt prosess inne i et bygg. Dette kan ha flere formål:

1. Sammenlikne summen av det som måles inne i bygget med det som slipper ut av bygget. Dersom det er et stort avvik, kan det være en kilde man ikke er oppmerksom på inne i bygget.
2. Hvis man beregner det totale utslippet fra et bygg, er det viktig å ha oversikt over hvor stort utslippet er fra de forskjellige prosessene.
3. En oversikt over utslippene fra hver enkelt kilde vil være et godt utgangspunkt for prioritering av arbeidet med å redusere utslippene fra virksomheten.

3 Instrumenter og måleprinsipper for diffuse utslipp

Når man skal måle en diffus utslippskilde eller flere samtidig er man fortrinnsvis interessert i å innhente informasjon om konsentrasjonen av støvet sammen med informasjon om luftstrømmen slik at man kan regne seg tilbake til en emisjonsfaktor eller estimere en total mengde.

Dette kapittelet gir en kort introduksjon til begreper og måleprinsipper for luftstrømmer og støv i luft som benyttes i arbeid med å kartlegge og måle diffuse utslipp.

Måleprinsippene for konsentrasjon av støv eller andre stoffer i luft er generelt de samme om man måler et enkelt utslipp eller i omgivelsene, men målesystemet kan være utformet forskjellig.

Måleteknologi utvikles stadig. Det som er underliggende viktigst når man måler i luftstrømmer og uteluft er at man alltid setter seg godt inn prinsippet og begrensningene i måleinstrumentene og måle- og/eller beregningsmetoden. Instrumentene man bruker bør alltid representere det man skal måle best mulig, og derfor må man holde seg innenfor måleintervallet til instrumentet for å unngå feil.

3.1 Lufthastighetsmåling

I målinger forbundet med karakterisering av diffuse utslipp fra industri har man ofte med luftstrømmer å gjøre. I denne sammenheng brukes ofte instrumenter som kan karakterisere lufthastigheten. Standarden NS-EN 15259:2007 «Luftundersøkelse. Måling av stasjonære utslipp. Målestrategi, måleplanlegging, rapportering og utforming av målested» kan brukes som referanse til slike målinger. De følgende eksemplene er vanlige instrumenter for å måle lufthastighet. Andre typer av instrumenter er under utvikling ved bruk av sonar, lidar og optiske prinsipper.

3.1.1 Vingehjulsanemometer

Vingehjulsanemometer er basert på at vingehjulets rotasjonshastighet er proporsjonalt med lufthastigheten. Instrumentet teller antall rotasjoner pr. tidsenhet. Instrumentet gjør ikke forskjell på om hastigheten går den ene eller den andre veien. Vingehjulet skal alltid holdes vinkelrett på luftretningen. Om nødvendig, bruk røykpatron for å se hvordan luften strømmer. Kan brukes som et håndholdt instrument.

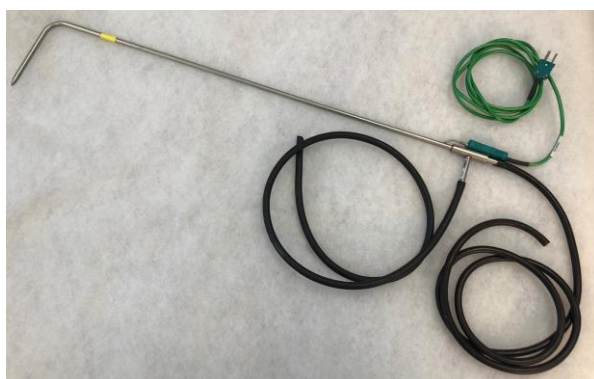


Figur 3.1 Vingehjulsanemometer med instrument som viser hastighet og temperatur. Foto: Håkon Skistad.

3.1.2 Pitotrør

Hastighetsmåling med pitotrør baserer seg på måling av trykket i en luftstrøm. Det dynamiske trykket varierer med både hastigheten og lufttettheten. Manometrene i de vanlige håndholdte instrumentene har en oppløsning på ca. 1 Pa, og en deteksjonsgrense på ca. 1 Pa. Dette setter en begrensning på hvor lave hastigheter som kan måles. Instrumentet egner seg derfor dårlig hvor lufthastigheten er under 2 – 3 m/s. Det egner seg godt i kanaler hvor lufthastigheten er høy.

Ved måling i industri der temperaturen ofte avviker fra vanlig romtemperatur er det viktig å måle temperaturen i luftstrømmen, og passe på at instrumentet som beregner hastighet tar hensyn til temperaturen i luftstrømmen.



Figur 3.2 Pitotrør med slangetilkopling for totaltrykk og statisk trykk, og kontakt for termoelement til måling av temperatur. Foto: Håkon Skistad.

3.1.3 Hetetrådsanemometer



Figur 3.3 Hetetrådsanemometer med instrument som viser hastighet og temperatur. Foto: Håkon Skistad.

Hetetrådsanemometer bruker måleprinsippet at varmeovergangen fra hetetråden øker med hastigheten. Det er varmeovergangen som instrumentet registrerer og regner om til lufthastighet. Dersom det er forurensinger i lufta som legger seg på hetetråden vil

varmeovergangen endres, og det vil oppstå feilvisning. Dersom temperaturen avviker mye fra normal romtemperatur kan det oppstå feilvisning. Undersøk hva instrumentets dokumentasjon oppgir om måling ved høye eller lave temperaturer. Kan brukes som et håndholdt instrument.

3.1.4 Ultralyd hastighetsmåler



Figur 3.4 Sonde for ultralyd hastighetsmåler. Foto: Håkon Skistad.

Ultralyd (ultrasonic) hastighetsmålere har vist seg meget anvendelige ved måling av lufthastigheter i industrien. Prinsippet er at ultralydbølger sendes ut i luften for å måle vindhastighet og retning. Disse instrumentene er nå veldig vanlige å finne på utendørs meteorologistasjoner. I industrien egner de seg godt til langtidsmålinger (vært brukt i aluminium elektrolysehaller), men de bør stå fastmontert.

3.1.5 Temperaturlogger



Figur 3.5 Temperaturloggere. Koples til USB-port i en datamaskin. Foto: Håkon Skistad.

Små temperaturloggere er nyttig hvis dette ikke logges i instrumentene man bruker. De koples til USB-porten i en datamaskin og programmeres med start- og stopptidspunkt, og loggefrekvens.

3.1.6 Røykpatroner



Figur 3.6 Røykpatroner i fire forskjellige størrelser. Foto: Håkon Skistad.

Når man skal måle luftstrømmer bør man ha røykpatroner tilgjengelig. De kommer i forskjellige størrelser.

3.2 Masse- eller partikkeltallkonsentrasjon av svevestøv i omgivelsesluft

Norge følger EUs standarder for måling av svevestøv i luft ifølge EU-direktiver innenfor temaet luftkvalitet [18]. Det finnes en rekke instrumenter på markedet for svevestøv (PM) konsentrasjonsanalyser.

To måleprinsipper ligger til grunn for «referanseinstrumenter» for svevestøv-konsentrasjoner:

- «filter metoden»; filtrering av kontrollert luftstrøm etterfulgt av analyse av vekt eller betastrålingsdempning som gir massekonsentrasjon ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
- «optisk måling»; lysspredningsanalyser av partikler i et målekammer i en kontrollert luftstrøm som gir informasjon om størrelsen og antallet partikler i et luftvolum (partikkel- konsentrasjon, P/cm^3).

Felles for filtrering og optiske måleprinsipper er at svevestøvet må pumpes inn i instrumentet. Inntaksrørene som er brukt skal oppnå isokinetisk prøvetaking som er viktig for representativ måling av konsentrasjonen i atmosfæren. I optiske instrumenter brukes en rekke algoritmer utviklet for bymiljø for å konvertere partikkelnummerkonsentrasjonen til massekonsentrasjon. I filtrering bruker man en størrelsesbestemmende enhet på inntaksrøret for å få riktig størrelse av støvet på filteret.

Filtrering og optisk måling av støv kan gjøres med mindre og ofte håndholdte enheter som ikke nødvendigvis opprettholder de samme kravene som gjelder for forskriftsmessige luftkvalitetsmålinger (for eksempel uten isokinetisk prøvetaking).



Figur 3.7 Til venstre er et referanseinstrument for svevestøv (Stor metallboks med inntaksrør og værstasjon) avbildet sammen med en mikrosensorenhet for PM og gasser. Mikrosensorenheten er også avbildet til høyre. Foto: Hege Indresand

Ved bruk av svevestøvmålere for å estimere utslipp av støvmasse er det spesielt viktig å sjekke måleprinsippene for instrumentet, og målebegrensninger, slik at den målingen du skal foreta passer med instrumentets tiltenkte måleintervall. Hvis man skal måle totalt støv må man være oppmerksom på partikkelstørrelsene man måler i instrumentet. Vær også klar over at støvet som er brukt i kalibrering og validering av instrumentene kan være ulikt industristøvet som måles, og dette kan gi en usikkerhet i massen som estimeres fra konsentrasjonsmålinger.

I mikrosensorenheter for luftkvalitetsmålinger brukes optisk måleprinsipp for svevestøv, bare at systemet er mye mindre i størrelse (Se kapittel 3.6.1 for mere informasjon).

Standard metoder for analyser av stoffer i støvet; for eksempel metaller og PAH, gjøres som regel gjennom kjemisk analyse av PM10 støvfiltre.

3.2.1 Størrelsesfordeling av svevestøv

I optiske svevestøvmålere får man automatisk en separasjon av størrelsesfraksjoner. Instrumentet rapporterer for eksempel massekonsentrasjoner for PM1, PM2.5, PM4, PM10 og totalen, eller TSP («Total suspended particles»). TSP fraksjonens øvre grense kan være forskjellig i ulike instrumenter. Dette er ofte relatert til detektoren og ikke bare hvilke partikler som slippes inn i instrumentet gjennom inntaket.

Fysisk separasjon av svevestøvpartikler til ulike størrelsesbolker gjøres i noen instrumenter basert på aerodynamisk diameter eller elektrostatiske egenskaper, og disse er kjent som kaskade-impaktorer.

3.2.2 Vurdering av luftkvalitet

For å dokumentere om grenseverdier, målsetningsverdier og luftkvalitetskriterier er overholdte i omgivelsene skal målinger gjennomføres i tråd med Miljødirektoratets veileder M-39, «Håndbok for kvalitetssystem for måling av luftkvalitet» [18]. Håndboken er laget for å tilfredsstille kravene i forurensingsforskriften og EU direktiver om omfang, regelmessighet og kvalitet på rapportering av luftkvalitetsdata i målenettverket i Norge. Kvalitetssystemet skal sikre pålitelige og sammenlignbare målinger med kjent usikkerhet. Hvis målinger rundt industri skal sammenlignes med grenseverdier for luftkvalitet så er det viktig at man utfører målinger i samsvar med Håndboken.

3.3 Målesystemer for svevestøv i kanaler eller på kryss av åpninger

3.3.1 Støvkonsentrasjon gjennom manuell periodisk måling

Utførelse av standard metode NS-EN 13284 (2017) «Utslipp fra stasjonære kilder - Bestemmelse av lave støvkonsentrasjoner - Del 1: Manuell gravimetrisk metode» gjøres av akkrediterte leverandører i Norge. Metoden går ut på at luft fra en kanal suges ut og støvet samles opp på et filter som veies.

3.3.2 Automatiske målesystemer for stasjonære kilder

Teknologien omtales også som CEMS (Continuous emissions monitoring systems). For støv er måleprinsippet i CEMS basert på lysspredningsanalyser (optisk måling) eller filtrering slik som i luftkvalitetsmålinger. Bruk av opasitet (Opacity) kan også forekomme. Målemetoden for gasser er hovedsakelig basert på infrarød spektroskopi. CEMS målinger kommer mere og mere på banen i industrien for både isokinetiske kanaliserte luftstrømmer (punktutslipp) og for mere utradisjonelle luftstrømkanaler. Ifm med installasjon av nye rensesystemer er CEMS blitt ganske standard som måleteknikk.

Det finnes prediktive løsninger, kalt PEMS (Predictive emissions monitoring systems) som baserer seg på modeller og prosess data og ikke målinger. NB. PEMS kan også stå for portable emissions monitoring systems.

Standarder NS-EN 14181:2014 og NS-EN 13284:2017 (Del 2) angir hvordan man utfører og sikrer korrekte målinger av gasser og støv i automatiske og kontinuerlige målesystemer i stasjonære kilder.

3.3.3 «Open path» optiske målesystemer

En gruppering av automatiske målesystemer er å utvide måledistansen brukt i et lukket kanalisert utslipp, og måle i uteluft på kryss av et eller flere utslipps- «punkter» eller åpninger (taklyrer eller over flere piper/åpninger). Kalibrering av slike målesystemer i uteluft på kryss av et større utslippsareal er svært ressurskrevende og vanskelig. Det finnes ikke standard metoder for dette og NS-EN 14181 vil ikke kunne brukes (Se kapittel 13 for mere informasjon om forskningsprosjekter på dette temaet).

3.4 Støvnedfall og støvfluks

Måleprinsippene for å måle nedfallsstøv og støvfluks går ut på å fysisk samle opp støvet horisontalt (nedfall) eller vertikalt (fluks).

3.4.1 Nedfallsstøv

Mange industribedrifter har i flere tiår utført og rapportert undersøkelser om nedfallstøvmålinger basert på standard norsk metode «NS 4852:2010 Luftundersøkelser uteluft måling av støvnedfall». Det finnes også en standard for bestemmelse av atmosfærisk avsetning av arsen, kadmium, bly og nikkel (NS-EN 15841:2009).

Målemetoden går ut på at spesiallagde bøtter er plassert ute i omgivelsene hvor regn og støv samles passivt opp over ca. 30 dager. Mekanismene for oppsamlingen av partikulært materiale er sedimentering, turbulent avsetning eller med nedbørfall. Beholderen rommer den samlede nedbøren i måleperioden. Etter en spesifisert behandling av prøven veies støvvinnholdet.



Figur 3.8 Samler for nedfallsstøv i omgivelsene rundt industri, her litt høyere enn standarden tilsier. Oppsamlingsbøttene har en beskyttelsesring som skal forhindre at fugler lander på bøttene. Foto. Hege Indresand

Målinger av støvnedfall gir mengde av totalt støv i mg per m² per måned (mg/m²/30 dager) for samlet vått og tørt deponert støv. Støvet er derfor en sum av vannuløselig materiale og vannløselig materiale. Det er ikke rett frem å knytte disse

typene av målinger i et område direkte mot støvkonsentrasjonsmålinger som har enheten masse per kubikkmeter ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Verdien i disse målingene ligger i å kunne dokumentere støvnedfall over en lang periode, dvs. flere år, siden det ikke foreligger en norm å forholde seg til. Hvis man velger å gjøre disse målingene bør det gi bedriften verdi utover å bare ønske en rask tilstandsmåling. Myran (2004) har forfattet en rapport for steinbrudd som har en grenseverdi for mineralfraksjon i totalt avsatt støv på $5 \text{ mg}/\text{m}^2/30$ dager [19]. Dette dokumentet gir mere informasjon om standardmetoden. Den diskuterer også flere gamle skandinaviske og europeiske studier, samt noen historiske retningslinjer brukt i Norge.

En sammenlignbar måleteknikk som den norske standard metoden, er «Dry-foam frisbee» for tørt og vått nedfall fra atmosfæren utviklet i Storbritannia [20, 21]. Denne metoden er mobil, dvs. man kan lett flytte den rundt, og er litt mindre ressurskrevende å utføre en norsk standard metode. Australia og New Zealand har også sin egen versjon av den norske standarden, nemlig «AS/NZS 3580.10.1:2016 Methods for sampling and analysis of ambient air, Method 10.1 Determination of particulate matter – Deposited matter – Gravimetric method». I denne standarden er selve beholderen også annerledes.

I Frankrike har man utviklet et online gravimetrisk måleinstrument for nedfallsstøv [22] (Figur 3.10). Samtidig måles meteorologi, slik at støvepisoder kan differensieres basert på vindretning, og kobles til kilder. Metodikken ble utviklet basert på et behov i industriområdet i Dunkirk. Sensoren lar tørt støv avsettes på en 8 cm bred plastplate som flyttes til siden når det regner. Regn slippes deretter gjennom til en oppsamlingstank nedenfor. Platen samler opp det totale støvet per dag, men platen veies hver time. Deteksjonsgrensen er rapportert til $3 \text{ mg}/\text{m}^2/\text{døgn}$, og måleusikkerheten er rapportert til $6 \text{ mg}/\text{m}^2/\text{døgn}$. Platene kan brukes til kjemiske eller mikroskopiske analyser.



Figur 3.9 Eksempel på sensor for kontinuerlig timesmålinger av nedfallstøv i omgivelsene og en støvplate fra 24-timers oppsamling av støv i nærheten av en diffus kilde. Foto: Hege Indresand

3.4.2 Retningsbestemt støvfluks og andre metoder for nedfallsstøv

Vindblåste partikler kan også måles som støvfluks gjennom vertikale målemetoder lignende de for nedfallsstøv [15]. Oppsamling av støv hvor man differensierer retning er en litt annerledes tilnærming. Den britiske standarden BS 1747-5:1972 «Directional Dust Gauges» er en støvfluks måler som har oppsamlingsanordning plassert i vertikalplanet for å fange opp støv når støvet beveger seg parallelt med bakken [23]. Den har fire slissede prøvetakingsrør satt i rette vinkler i forhold til hverandre, som skal plasseres med åpningene i hver kompassretning eller en av åpningene mot forurensningskilden.

En nyere metode er referert til som «Sticky-pad sampling» [24]. Her skal stangen med den 360° klebrige overflaten samle flyktig støv fra alle retninger. I denne metoden bestemmes tilsmussingsraten istedenfor masse. Et av selskapene som driver med Sticky-pad sampling i Storbritannia har også utviklet «en horisontal klebrig nedfallsstøv»-måler som man også kan kombinere med den vertikale og 360 graders støv fluks målingen. Oppsamling av nedfallstøv på en klebrig overflate er en billigere metode for å få tak i nedfallstøvet på.

Innen geologifeltet er det blitt utviklet noen andre metoder for å måle flyktig støv (støv fluks) og nedfallsstøv [25, 26]. Et annet behov innen støv nedfalloppsamling er sterile og uendrede tørre prøver for noen kjemiske- og mikrobiologiske studier. Brahney et al (2020) har utviklet en metode for dette [27].

3.5 Kjemisk analyse av støv

Generelt sett gjøres kjemisk sammensetningsanalyse av stoffer i støvet og støvvinnhold på en oppsamlet støvprøve ved standard metodikk. I tillegg kan partikkeltyper og sammensetningsanalyser gjøres kvalitativt og semi-kvantitativt i mikroskop (Scanning electron microscope, SEM), røntgen spektroskopi (XRF) og røntgendiffraksjon (XRD). Oppsamlingsmetoden for slike analyser bør avklares på forhånd med laboratoriet. Ved analyse direkte på filtre får man mye bakgrunnsstøy og ofte for lite materiale.

I dag finnes det noen målesystemer som gir komponenter i støvet i tilnærmet sanntid eller kontinuerlig, for eksempel med målemetoder som røntgenspektroskopi (elementer), massespektroskopi (organiske stoffer, elementer og ioner), og forbrenningsanalyser kombinert med UV/IR spektroskopi (karbonfraksjoner).

3.6 Ny måleteknologi under utvikling

3.6.1 Mikrosensorer for målinger av svevestøv

Mikrosensorer for å måle gasser og støv i omgivelsesluft både inne og ute er på full fremmarsj i samfunnet⁸. Mikrosensorer kan også settes sammen i enhet slik at man får en total luftkvalitetsovervåking til en betydelig redusert pris som tar minimalt med plass. Derfor omtales mikrosensorer også som lavkostnad sensorer. I tillegg kan disse mikrosensor enhetene enkelt settes opp og krever mindre ressurser enn referanseinstrumenter. Med mikrosensorer kan man dekke større områder med høyere oppløsning av målepunkter, men man får også et betraktelig større datasett og håndtere.

Selv om det ikke finnes en standard metode ennå for bruk av mikrosensorer finnes det mange gode rapporter og litteratur som gir gode retningslinjer hvordan disse bør brukes (generelt og overførbart til industrien) [28-32]. Sensorene kan påvirkes av ulike værforhold (vindhastighet, temperatur, luftfuktighet) eller interferens av andre gasser i lufta. Et eksempel er for mikrosensorer som skal måle svevestøv. I referanseinstrumenter er inntaksrøret oppvarmet slik at partikkeldetektoren ikke misforstår vanndråper som partikler, men dette gjøres ikke i mikrosensorer. Mikrosensorer har som regel også en skjevhet i signalet som må korrigeres. Mikrosensorer burde derfor kalibreres/korrigeres hvis de skal brukes kvantitativt eller sammen i et nettverk.

Mikrosensorer er testet på flere anlegg i Norge, både inne og ute. Titania (Åna Sira), Boliden (Odda) og Tizir (Tyssedal), Fiven i Lillesand, og Nikkelverket i Kristiansand har pågående kontinuerlig overvåking med en eller flere mikrosensorenheter. Flere andre har testet mikrosensorer inne og ute i kampanjer. I SFI Metal Production (NTNU)⁹ har man hatt et prosjekt på in-house produserte mikrosensorer for støvmåling inne i ovnshus. Olsen et al. (2020) beskriver målesystemet for et ovnshus i aluminiumsindustrien [33].

Bruk av mikrosensorer er en lovende måleteknikk for industrisettinger. Utviklingstempoet settes i dag av behovet for lett tilgjengelig luftkvalitetsdata der mennesker bor tette (byer) og den økte digitaliseringen av samfunnet. Referanselaboratoriet i Norge for luftkvalitet (NILU) har en rekke samarbeidsprosjekter med kommuner som det er spesielt interessant og følge med på^{10,11}.

3.6.2 Kameraer, mobile enheter og digital transformasjon

Mange av målemetodene diskutert i denne rapporten vil mulig bli byttet ut med avanserte kameraer og mere mobile måter å dokumentere utslipp på i fremtiden, f.eks mobiltelefoner, droner, biler, fly, satellitter etc. Den digitale transformasjonen i

⁸ <https://www.nilu.com/research/urban-air-quality/low-cost-sensors-for-monitoring-air-quality/>

⁹ <https://www.ntnu.edu/metpro/cr-met-metal-production>

¹⁰ <https://iflink.nilu.no/en/home/>

¹¹ <https://nordicpath.wp.nilu.no/>

industri sektoren vil også muliggjøre nye plattformer for dataanalyse, visualisering og styring basert på datadrevet innsikt.

Video eller fotografi har blitt brukt sammen med manuell personbasert analyse eller sammen med måleinstrumenter for å forstå eller dokumentere støvutslipp. Eksempler er systematisk fotografering av utslipp ved Eramet Norway i Sauda, samt PIMEX teknologien for arbeidsmiljø [34].

Nå utvikles det hyperspektrale kameraer og teknologi som fra avstand («Hyperspectral remote sensing») kan detektere og etter hvert mengdebestemme gasser og støv ved hjelp av «chemical imaging». Fokusområder er overvåking av trafikk, brann, ørken, vulkaner, industri, havner og shipping [35-41]. Dette gjøres på bakkenivå, via droner og fly og via satellitt [42]. Svært kompakt optisk- og kamera teknologi utvikles også for støv måling, hvor en del teknologi kan brukes via mobil telefonen [43]. Eksempler på kamerabaserte målesystemer for industri og diffuse utslipp tilbys, men informasjon om erfaring mangler.

Oppdatert informasjon om droner («Unmanned aerial vehicles») og måling av luftkvalitet finnes i en oversiktsartikkel av Lambay og Prasad (2021) [44]. «Sniffing» med droner i eksosen fra næringsfartøy er også en kjent og akseptert teknologi i overvåking av lovmessig bruk av riktig drivstoff i shipping [45]. Bruk av større fly er vel mindre brukbar teknologi for industri sektoren, men droner og biler er aktuelle og brukes mere og mere for å karakterisere utslipp. Gjerdeanalyser med bil har bl.a. blitt brukt for å måle gassutslipp fra deponier eller raffenerier.

4 Praktisk eksempel på kartleggingsarbeid i en bedrift

Av Bente Sundby Håland, Elkem Carbon.



Figur 4.1 Elkem Carbon Fiskaa.

Elkem Carbon har måleprogrammer for punktutslipp, og prøvetaking og analyse gjennomføres ved bruk av gitte standarder. Bedriftens arbeid for å kartlegge de diffuse utslippene er beskrevet nedenfor. Den følger hovedtrekkene i det som er beskrevet i kapittel 2.1. I tillegg brukes målingene til et målrettet arbeid med forbedringer.

4.1 Kartlegging av diffuse utslipp

Etter gjennomgang av alle prosesser og aktiviteter er det vurdert hvor man kan ha diffuse utslipp, hva som kan være kilde til utslipp og man har gjort et anslag på mengde (store, middels eller små utslipp).

Det er laget en oversikt, med utgangspunkt i prosessområde, aktiviteter og kilde, for diffuse utslipp:

- Aktivitet (transport av råvarer, fylling av ovn, osv.)
- Kilde/type (søl på bakken, lekkasjer, uttapping, osv.)
- Utslippskomponent (støv, avgass, PAH til luft, osv.)
- Mengde vurdering (lite, medium, stort, synlig/usynlig, osv.)
- Måling (nei, ja, type måling (f.eks. stasjonære støvmålinger)
- Kommentarer (f.eks. om det er påvirket av vær, avsug tilkoblet, ...)

Prosess-område	Aktivitet/prosess	Kilde	Utslipps-komponent	Mengde	Kommentar
Logistikk - råvare 1	Lossing av antrasitt - fra båt til berge	Søl på bakken	Støv	Lite utslipp	Fuktige råvarer - feiling av veier etter båtlast
	Lossing av petrolkoks - fra båt til bil	Søl på bakken	Støv	Lite utslipp	Fuktige råvarer - feiling av veier etter båtlast
	Transport av råvarer - bil -> berge	Søl på bakken	Støv	Lite	
	Trimming av binger	Små biter, støvpartikler	Støv	Varierer	Ved tørre perioder og vind kan det være synlig støv
	Transport av råvarer - fra berge -> tippelomme	Søl på bakken som kjøres over	Støv	Varierer	Ved tørre perioder og vind kan det være synlig støv, faste rutiner for feiling?
K-overner	Lossing av bindemiddel	Avdamping ved av- og påkobling av slange fra båt	PAH	Lite	Prøver å estimere mulig avdamping ved hver lossing x antall båtlast
	Tippomme	Tørrking av råvarer	Støv	Lite	I utgangspunktet fuktig råvare, kan være et problem i tørre perioder med mye vind
	Råvarer ut av bygg	Søl/transport	Støv	Veldig lite	
	Toppen av bygg	Støv i bygg	Støv	Lite	Vil måle i taklucker for å sjekke nivå
	Ovnstopp	Gassing fra ovn	Gass	Synlig	Lite fra antrasittovner, synlig fra koksovner - det varierer, vanskelig å måle
	Skorstein	Feiling av pipe	Støv	Synlig	Må prøve å anslå en mengde ved hver feiling og gange opp
	Ovnstopp	Elektroder	PAH	Lite	Gass fra elektroder forbrennes i skorstein, god suksess med PAH-fri elektrodemasse
	Bunn av ovn	Rundeprøver	Støv	Lite	Har målinger i flere år av 0-støv i området som er lave
	Fylling av ovn	Fylles med kals.mat.	Støv	Synlig	Må gjøre anslag for hver fylling og gange opp med antall oppkjøringer
	Transport etter ovn	Lekkasje på utstyr	Støv	Lite	Varierer, fokus på 0-støv, varsling og tetting av lekkasjer har høy prioritet
	Oppkjøring/nedkjøring	Uforbrent gass	Gass	Synlig	Beskreivet i prosedyre (og utslippstillatelse) viktig å minimere utslipp
	Transport av ECA/ECP fra ovn	Tømming av ovn i tobb	Støv	Lite	Kort varighet, kan være synlig støv, skjer sjeldent?
Elgraph	Transport fra ovner	Lekkasje i blå senderør, støv i bygg, evt. lekkasje går til indre miljø	Støv	Synlig	Inspeksjonsrunder, høyt fokus og prioritet på å tette lekkasjer
	Lekkasje på utstyr innendørs	Indre miljø	Støv	Lite	Måling i taklucker, Har en del målinger av 0-støv i bygg gjennom flere år
	Prosessutstyr	Knusing og sikting av ECP	Støv	Lite	Avsug koblet til filter
KSM	Mølle og utstyr i hallen	Lekkasjer i utstyr	Støv	Lite	Evt. lekkasjer går til indre miljø
	Uttapping av tørrstoff	Heising og tømning av tørrstoff	Støv	Lite utslipp	Måling i taklucker, Har en del målinger av 0-støv i bygg gjennom flere år
	Transportutstyr utendørs	Lekkasje på utstyr	Støv	Lite	Transportskruer, går inspeksjonsrunder
	Bindemiddeltank Carbores	Normal drift	PAH	Lite	Avluftingsventil - filter? Ved blåsing av rørt/tømmobil med luft - estimere utslipp

Figur 4.2 Eksempel på tabell over utslipp.

4.2 Måling av utslipp

Basert på kartleggingen er det valgt ut punkter og gjort forsøk med målinger i takluker og andre åpninger på bygg.

4.2.1 Luftmengder

Det ble målt hastighet på luftstrømmer og beregnet areal på lukene hvor målinger ble gjort. Lufthastigheten ble målt med vingehjulsanemometer. Antall målepunkter varierte med størrelsen på lukene, de største avlange lukene hadde flest målepunkter

4.2.2 Konsentrasjoner

Det ble brukt stasjonære prøvetakere for måling av støv og PAH. For noen utslippspunkter var det flere like takluker. Da ble det tatt prøver av konsentrasjon i noen luker, og konsentrasjoner og antall luker ble summert.



Figur 4.3 Konsentrasjon ble målt ved prøvetaking på filter.

4.2.3 Utslippsmengder

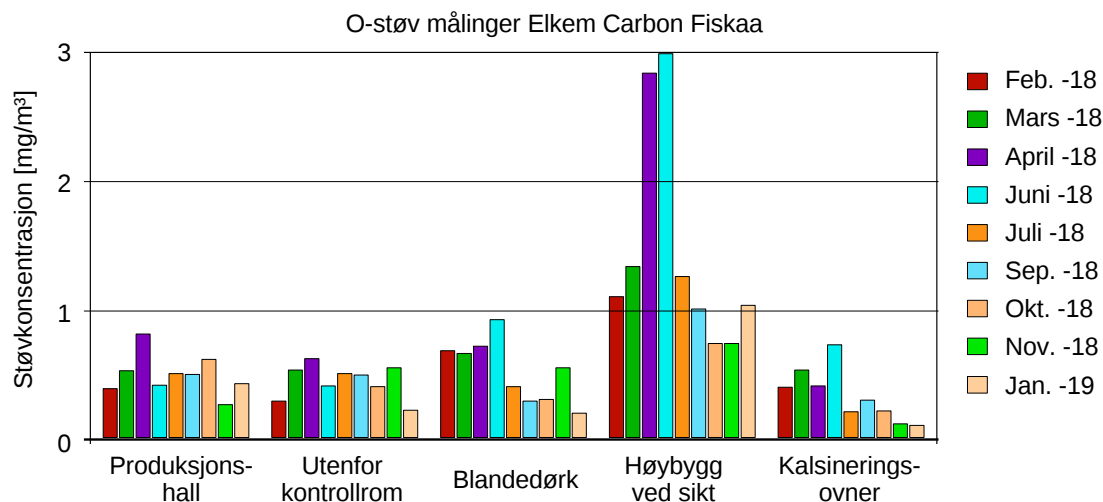
Basert på luftmengdemålingene og konsentrasjonsmålingene ble det beregnet mengder på støvutslipp og utslipp av PAH. Sum av diffuse utslipp rapporteres i egenkontrollrapporten.

4.3 Overvåking av støvkonsentrasjoner

I tillegg til måling av diffuse utslipp i luker og åpninger overvåkes støv i arbeidsmiljøet.

Det gjennomføres 8 timers stasjonære målinger på faste utvalgte steder i fabrikk. Målingene gjentas månedlig.

Hensikten med målingene er å overvåke arbeidsmiljøet, og ha ekstra søkelys på støvlekkasjer og tilstand på utstyr. Å tette støvlekkasjer så raskt som mulig bidrar til å redusere kildene til diffuse utslipp. Et eksempel på resultat fra slike målinger er vist på Figur 4.4



Figur 4.4 Måling av støv i arbeidsmiljøet (innendørs).

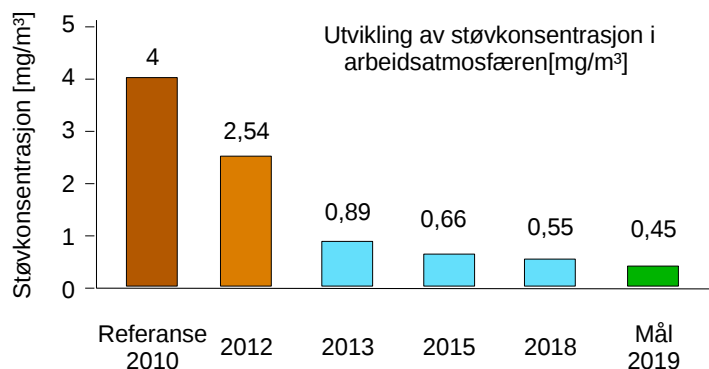
4.4 Tiltak og prestasjoner

Overvåkingen av støvkonsentrasjoner brukes til å identifisere områder der det er potensial/behov for forbedringer, noe som igjen danner grunnlag for å sette i gang tiltak for å redusere støvutslippene.

Gjennom fokus på å holde støvnivået nede i arbeidsmiljøet, har man oppnådd:

- Renere arbeidsmiljø
- Utbygging og oppgradering av støvete utstyr
- Høyt fokus på lekkasjer og første linjes vedlikehold på skift
- Redusert støvnivå i arbeidsmiljø og reduserte diffuse utslipp
- Fornøyde medarbeidere

Et eksempel på resultatet av dette arbeidet er vist i Figur 4.5.



Figur 4.5 Eksempel på oppnådd forbedring.

DEL 2

KARTLEGGING AV PÅVIRKNING PÅ OMGIVELSENE

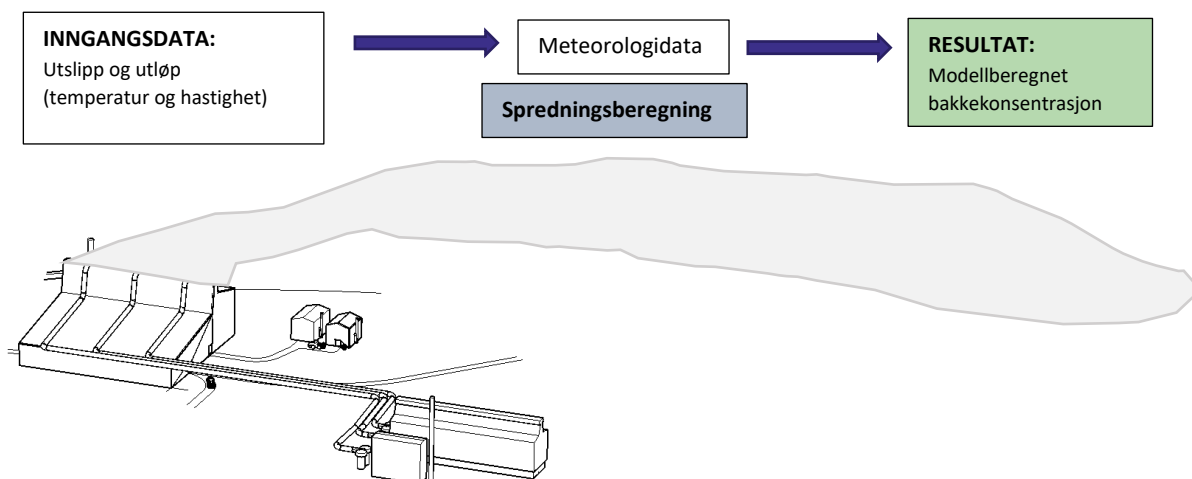
5 Spredningsberegninger

Av Dag Borgnes, Norsk Energi.

Spredningsberegninger utføres blant annet i forbindelse med etablering av ny virksomhet med utslipp til luft, ved endring av utslipp eller utslippspunkt i eksisterende virksomhet, ved kartlegging av luftforurensningsbidrag fra eksisterende virksomhet og ved vurderinger av behov for tiltak. Spredningsmodeller benyttes normalt til å beregne luftforurensningsbidraget i omgivelsene basert på utslipps- og utløpsdata og meteorologidata.

Spredningsberegninger kan gjøres for diffuse utslipp i industrielle settinger, men hovedsakelig til nå har dette mest vært brukt for punktkilder.

Figuren nedenfor viser noen sentrale begreper og viktigste inngangsdata ved beregning av bakkekonsentrasjonsbidrag ved hjelp av spredningsberegninger.



Figur 5.1 Noen sentrale begreper og viktigste inngangsdata i spredningsberegning.

Det finnes en del etablerte modeller for spredningsberegninger. Flere av disse anbefales i Miljødirektoratets veileder «Spredningsberegning og bestemmelse av skorsteinshøyde» [46].

Spredningsberegningene kan utføres for ulike typer utslippskilder: Punktkilder (vertikal, horisontal), arealkilder, volumkilder, åpen grop (open pit), fakkel, linjekilde, vei, og linjekilde med oppdrift.

Punktkilder benyttes ved beregninger av blant annet skorsteinsutslipp. Areal- eller volumkilder benyttes ved beregninger av lyrer, åpninger i bygg og utendørs håndtering av løsmasser. Linjekilder benyttes til spredningsberegninger av utslipp fra vei eller annen transport, og ved utslipp fra lange utløpsåpninger/lyrer.

Figur 5.2 viser støvkonsentrasjonsbidrag ved utslipp fra åpninger i bygg, fakler, skorsteiner og andre punktkilder ved Elkem Carbon [47]. Spredningsberegningene ble utført i en miljøkonsekvensanalyse av utslipp av støv, inkludert diffuse utslipp.



Figur 5.2 Støvkonsentrasjonsbidrag fra utslipp av støv, inkludert diffuse kilder. Fargeskalaen indikerer konsentrasjon av støv hvor rødt er høyeste verdi. De blå firkantene er bygninger (Gjengitt med tillatelse fra Norsk Energi)

For noen komponenter kan det være aktuelt å utføre beregninger av mengde som avsettes på bakkenivå (avsetning/nedfall). Dette kan gjøres ved tilleggsberegninger i spredningsmodellen, basert på data om partikkelstørrelse og -tetthet. Modellen beregner avsetningshastighet for hver størrelseskategori. Deretter kan totalavsetning i g/m^2 for valgt tidsperiode beregnes.

US EPA «Guideline on Air Quality Models» (2005) diskuterer resultater fra studier av usikkerhet i spredningsmodeller ¹². US EPA har estimert at selv for en perfekt modell kan iboende usikkerhet alene medføre typisk avvik fra sann konsentrasjon på opptil $\pm 50\%$. Modellene er bedre egnet til å estimere gjennomsnittskonsentrasjoner for lengre perioder enn for estimering av korttidskonsentrasjoner på bestemte steder. Videre at de er rimelig pålitelige når det gjelder å estimere størrelsen på høyeste konsentrasjoner som forekommer en gang, på ett sted innenfor et område (± 10 til 40 prosent feil er typisk), men at beregnede konsentrasjoner på et bestemt tidspunkt, på ett bestemt sted er dårlig korrelert med faktisk observerte konsentrasjoner, og har stor usikkerhet. I tillegg kan usikkerhet på fem til ti grader i målt vindretning føre til konsentrasjonsfeil på 20 til 70% for bestemt tid og sted. Slike usikkerheter betyr ikke at estimert konsentrasjon ikke forekommer, men at tid og sted for denne er usikker.

¹² <https://www.epa.gov/scram/air-quality-dispersion-modeling>

6 Måling i omgivelsesluft

Diffuse utslipp kan påvirke omgivelsene rundt et anlegg. Hvis dette skal undersøkes kan man bruke punktmålinger i omgivelsene. Hovedsakelig er slike målinger gjort utenfor gjerdet rundt industriområdene og der folk bor. Når målinger gjøres utenfor gjerdet til bedriften kan de sammenlignes med grenseverdier og retningslinjer for stoffers nivåer i miljøet. Punktmålinger i luft kan også brukes innenfor gjerdet og relativt nær diffuse kilder hvis ønskelig. Målinger innenfor gjerdet er oftest for å karakterisere kilder eller for å finne ut hvor det er mest utslipp.

Punktmålinger utenfor industrianlegg måler bidrag fra alle naturlige og menneskeskapte kilder, i tillegg til industribidraget. Har man et eller flere sporstoff fra industrikilden når man måler kan det være til stor hjelp i forståelsen av måleresultater. Et eksempel på et sporstoff kan være et metall i en svevestøvfraksjon, f.eks. PM10, som er sterkt forbundet med bedriftens produksjon.

I første omgang gir punktmålinger i omgivelsene informasjon om en gjennomsnittlig tilstand. Når man måler flere ganger eller kontinuerlig kan man dokumentere endringer. I tillegg kan man få innsikt i hvordan været fra år til år spiller inn på hvordan forurensningen fra bedriften påvirker omgivelsene.

Data fra omgivelsesmålinger kan også ha sekundære funksjoner, for eksempel som underlag for en detaljert kildeanalyse, støtte eller underlag til modellering eller beregning av diffuse utslipp, input til kontinuerlige overvåkings- og alarm verktøyer, og i modeller sammen med værdata for predikering av utslippsrisikoer ved produksjonen.

Industrien rapporterer totale støvutslipp, derfor kan både svevestøv og nedfallsstøv vurderes som viktige parametere under påvirkningsanalyser.

6.1 Målenettverket i Norge inkludert industrimålestasjoner

Før man går i gang med en målekampanje kan man sjekke målenettverket i Norge for å finne om det er målestasjoner i nærheten. Det er kommunene i Norge som har ansvaret for å opprettholde god lokal luftkvalitet, og som er ansvarlig for målestasjonene rundt omkring. Det finnes og utvikles også verktøy for tiltaksvurdering og predikering for hele Norge. Hovedsakelig er industriparametere i luftkvalitetsmodeller tatt fra den årlige rapporteringen som publiseres på websiden www.norskeutslipp.no. All informasjon om luftkvalitetsmålinger og verktøy finnes på nettstedet «Luftkvalitet i Norge», en tjeneste levert av Luftsamarbeidet.¹³

Målestasjonene i Norge har klassifisering som «bakgrunn», «veinær», eller «industripåvirket». Det finnes 7 målestasjoner for overvåking av industriutslipp i Norge

¹³ <https://luftkvalitet.miljodirektoratet.no/>

[48, 49]. Tabell 6.1 viser steder og måleparametere for industrimålestasjonene i Norge. Ikke alle parametere vises i sanntid via internett for disse stasjonene.

Overordnet er industrinær overvåking, såkalt gjerdemåling («fence line»), fokusert på stoffer som har risiko for å gå over grenseverdier og målsetningsverdier. Målingene brukes aktivt av industrien og kommunene i tiltaksvurdering og som dokumentasjon på tilstand og forbedringer.

Tabell 6.1 Industrinære målestasjoner for luftkvalitet i Norge

Målestasjon (Sted)	Måleparametere (2021)
Sarpsborg (Vollgata)	PM _{2.5} , PM ₁₀ , SO ₂ , NO ₂
Grenland (Furulund, Knarrdalsstranda*)	PM _{2.5} , PM ₁₀ , NO ₂
Kristiansand (Hennig Olsen)	As, Cd, Ni (i PM ₁₀)
Lillesand (Holta)	SO ₂ , PAH (i PM ₁₀)
Rana (Moheia Vest)	PM _{2.5} , PM ₁₀ , Cd, Cr, Mn, Pb og Zn (i PM ₁₀)
Sør-Varanger (Svanvik)	SO ₂
Sør-Varanger (Karpdalen)	SO ₂

*Knarrdalsstranda er klassifisert som bakgrunns-stasjon

6.2 Eksempler på kampanjer med støvmålinger i omgivelsene

6.2.1 Støvkartleggingsprosjektet i Mo i Rana

Basert på episoder med overskridelser av grenseverdiene for støv i Mo i Rana ble en av de mest omfattende støvkartleggingene for en industribygd i Norge utført i et år fra april 2007 til april 2008. Kampanjen ble utført i tilknytning til pågående kommunal overvåking av luftkvalitet [50] og gjennom et samarbeid mellom kommunen, FHI, Mo Industripark, Molab, og DNV.

Målet med prosjektet var å få bedre oversikt over utslipp og spredning av støv fra de mange industrikildene i området. Man ønsket også mere kunnskap om støvets sammensetning og egenskaper. I den refererte oppsummeringsrapporten av Nestaas og Hunnes (2009) finner man en oversikt over alle fem delrapportene som er skrevet om målingene som gjaldt; 1. svevestøv konsentrasjoner, 2. kjemisk sammensetning av svevestøv, 3. støvnedfall og metall avsetning, 4. kildekarakterisering av utslippspunkter i Mo Industripark, og 5. SEM-undersøkelser av støv i omgivelsene.

Målinger ble foretatt flere steder innenfor og utenfor industriparken. Industribedriftene og kommunen sammen med FHI fikk økt kunnskap om støvproblematikk og kilder, samt spredning av støv til omgivelsene. Resultatene fra prosjektet førte til tiltak som gav reduksjon i overskridelser. Flere diffuse utslippskilder ble karakterisert i studien. Man dokumenterte at industriens bidrag til massekonsentrasjoner av svevestøv er relativt lave, og man fant også en sammenheng mellom svevestøv og nedfallsstøv ved et av målepunktene i omgivelsene.

6.2.2 Kartlegging av støvpåvirkning hos naboer i Porsgrunn

I 2019 gjennomførte Eramet Norge AS og Yara Norge AS undersøkelser av støvbelastningen hos naboer i Knarrdalsstranda. Undersøkelsene skulle gi informasjon om: 1. partikkelstørrelse, 2. støvinnhold, 3. potensielt skadelige egenskaper, 4. potensielle helserisikoer forbundet med eksponering for støvet, og 5. mengde støvnedfall. Det var viktig å raskt innhente resultater. En rapport av Indresand H. (2020) beskriver målekampanjen og resultatene [7]. For å måle alle støvtypene (og noe av innholdet av støvet) som potensielt kan komme fra Herøya over til Knarrdalsstranda brukte man tre forskjellige instrumenter ved siden av hverandre på 2 steder med forskjellige høyder.

Instrumentene hadde alle en tidsoppløsning på 1 time og målte massen av tørt nedfallstøv, svevestøv som massekonsentrasjon av PM1, PM2.5, PM4, PM10, og TSP, og metaller i svevestøv som massekonsentrasjon i PM2.5, PM10, og TSP støvfraksjonene. Man målte alle parametere som det finnes grenseverdier, målsettingsverdier og luftkvalitetskriterier for (unntatt benzo(a)pyren (BaP), og krom VI).

Oppsamlede nedfallstøvprøver ble også analysert ved SEM/XRF og sammenlignet mot kilde informasjon. Støvprøver var samlet opp ved hånd fra ulike kilder inne på verket som gjennomgikk samme partikkeltype og sammensetningsanalyse. Slik kunne man finne at nedfallstøv fra prosesser ble funnet igjen i prøver på Knarrdalsstranda.

Med kontinuerlige målinger med høy tidsoppløsning fikk man resultater etter noen måneder med målinger. Det eneste risikomomentet man fant var at Mn konsentrasjonen i Porsgrunn er litt høyere en retningslinjen (luftkvalitetskriteriet), ellers var alle luftkvalitetskomponentene godt under grenseverdiene og retningslinjene.

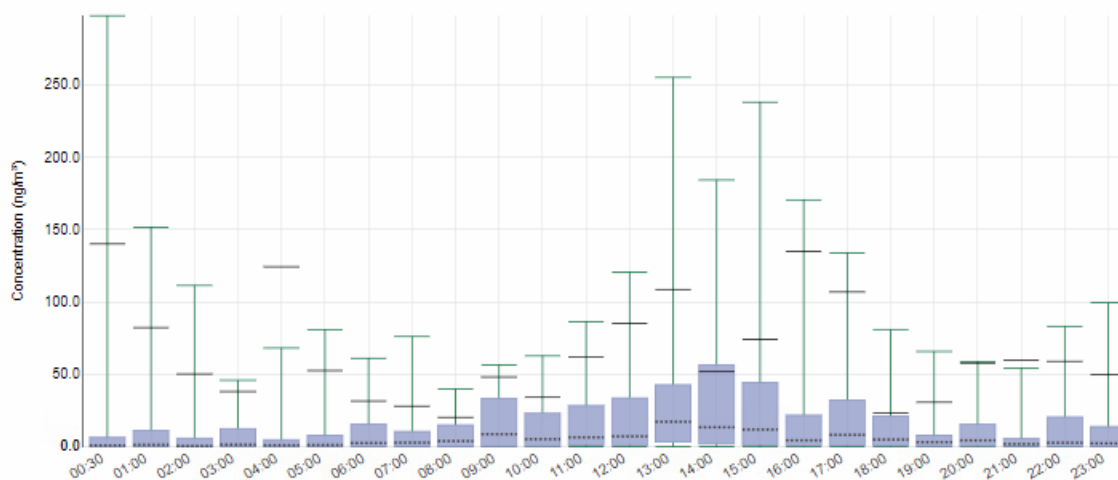


Figur 6.1 En av målelokasjonene på Knarrdalsstranda. Foto: Hege Indresand

Gjennom disse målingene fikk man vite partikkelstørrelse, støvinnhold og om det inneholdt skadelige stoffer, potensielt skadelige egenskaper ved støvet, potensielle helserisikoer forbundet med eksponering for støvet, og mengde støvnedfall. I tillegg viste studien nytten av å studere nedfallsstøv og svevestøv sammen med sporstoffer og meteorologi. Ved å ha sanntidsmålere, se på sporstoff og korrelere med når ulike

bedriftsprosesser ble gjennomført, fant man informasjon om støvbidrag fra ulike kilder (bedrifter og til dels prosesser). Man fant nye sporstoffer ved å undersøke elementer i flere svevestøvfraksjoner enn bare PM10 som vanligvis brukes for metaller.

Et eksempel fra å bruke sporstoffer i forståelse av diffuse utslipp er gitt i Figur 6.2 (Gjengitt fra rapporten). Mn timeskonsentrasjonene plottes som gjennomsnitt per time på døgnet og man kan se at Mn er høyere på dagtid. Foreløpig tror man at dette er relatert til diffuse utslipp fra prosesser og vindforhold som foregår mest på dagtid.



Figur 6.2 Konsentrasjon av Mn fordelt per time i døgnet ved en målelokasjon på Knarrdalsstranda i Porsgrunn. (Gjengitt med tillatelse fra NORCE)

6.2.3 Kartlegging av diffust støv eller støvinnhold innenfor gjerdet

Kartlegging av støv og støvkilder gjennom punktmålinger inne på et anlegg kan gi en bedrift informasjon om kildene når man vurderer spredning, tiltak eller skal estimere diffuse utslipp. Distribuerte målinger kan for eksempel gi informasjon om områder med høyere nivåer av visse stoffer inne på verket, som kan peke ut kilder. Målinger nær kilden for å karakterisere den gir informasjon om sammensetning som kan brukes til risikovurdering eller for å finne igjen støvet ute i omgivelsene (Et fingeravtrykk, «fingerprint» av støvet).

Kero et al (2015) analyserte støvkilder innendørs i SiMn og FeSi produksjoner. En Electrical Low Pressure Impactor (ELPI) plassert nær diffuse utslippskilder gav sanntids informasjon om partikkelstørrelse og massekonsentrasjon, samt partikkelform og -innhold [51]. Ellers finnes en oversikt over de fleste analyser av støv i ferrolegeringsindustrien gjengitt i Kero et al. (2016 og 2018) [2, 5].

En doktorgradsavhandling av Davis S. Wong gir en grundig gjennomgang av utslippskildene til støv inne i ovnshus i aluminiumsindustrien [52]. I tillegg diskuteres strategier som smelteverk kan ta i bruk for å redusere ovnshusstøv. Studien undersøkte støvgenerering på tvers av fire moderne smelteverk, med varierende råvareegenskaper og

transportsystemer, driftspraksis og celleteknologier. En robust prøvetakingsstrategi ble utviklet og tilpasset for hvert smelteverk, rettet mot luftbårent og avsatt støv på flere steder og høyder. Sanntidsstudier karakteriserte også støvgenerering som respons på prosesser.

Boullemant (2011) beskriver utslippsfaktorer og påvirkning i omgivelsene fra aluminiumsproduksjon for PM_{2.5} støv [53]. Studiet og resultatene er basert på utslippsmålinger inne i ovnshuset og punktmålinger ute i omgivelsene. Her beskrives også CYCLEX, en målemetodikk for utslipp av støv i taklyrer i aluminiumsindustri.

På Glencore Nikkelverk i Kristiansand har man konstruert en egen filterprøvetaker basert på standard måleteknologi for svevestøv, for å kunne kartlegge Ni-konsentrasjoner i omgivelselufta inne på verket [54]. Nikkelverket benytter kartleggingen som grunnlag for forbedringsarbeid mht. utslipp av nikkel til luft.

Kassen tar inn en konstant luftstrøm på 10 lpm og man samler opp støv via 3 gamle PM₁₀ filterholderkassetter fra NILU. En filterholder har ikke gjennomstrømming av luft og er for blank-prøver. Målekassen, som suger inn luft på 3 parallelle filtre, kan flyttes rundt med gaffeltruck eller plasseres på tak. Hensikten med å ha 3 parallelle filtre er at det gir mulighet for å analysere samme prøven med forskjellige metoder og laboratorier uten å ødelegge et filter. Trippelprøvetakingsanordningen har vist seg å være svært robust. Den har vært operert fra -15C til +25 C og prøvetakingstidene har variert fra 5 til 14 dager uten vesentlige problemer. Kassen er testet med nitratcellulosefiltre, pte-filtre og kvartsfiberfiltre. Alle filtertypene er akseptable å bruke, men nitratcellulosefiltrene ble valgt for bruk i videre studier siden de passer best med den kjemiske analysen som gjøres rutinemessig ved Nikkelverkets laboratorium.

Resultater hittil viser at steder med høy Ni konsentrasjon ble oppdaget og tiltak gjennomført. Tiltaket ved en prosessenhet førte til en signifikant reduksjon i Ni konsentrasjonen ved en målelokasjon.



Figur 6.3 Nikkelverkets mobile målekasse for støvoppsamling på 3 filtre samtidig. Foto: Oluf Bøckman

Denne typen av studier kan brukes på andre parametere også. Khaparde et al. (2016) gjorde en lignende målekampanje for finne PAH konsentrasjon i diffuse PM₁₀ utslipp ved et stålverk i India [55].

DEL 3

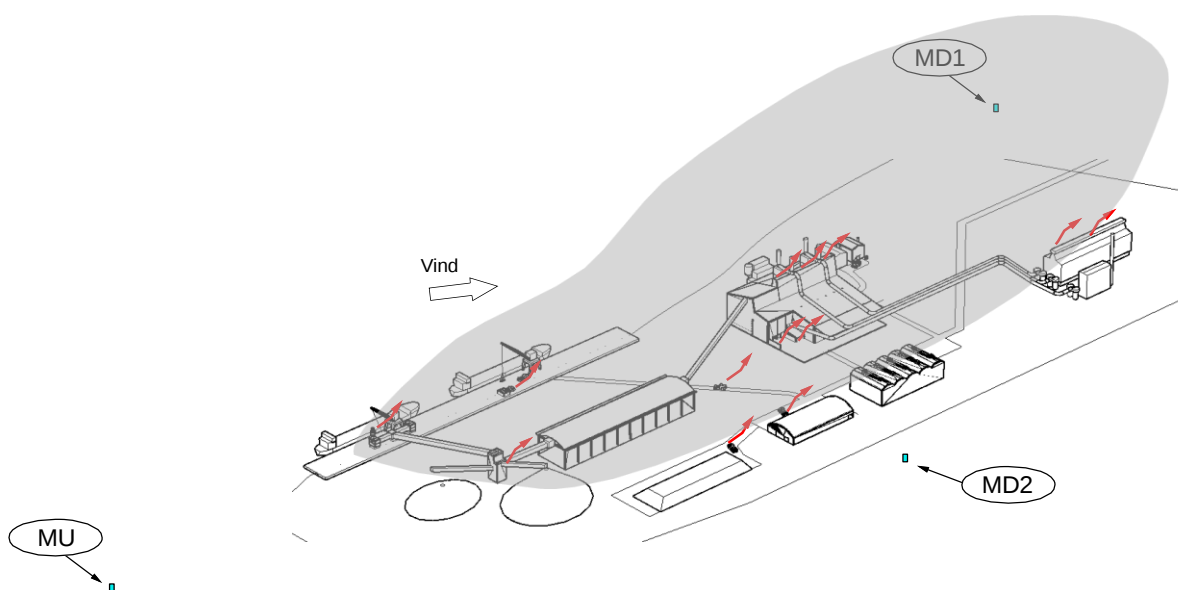
EKSEMPLER PÅ METODER FOR BEREGNING OG MÅLING AV DIFFUSE UTSLIPP

7 Beregning av utslipp basert på måling i omgivelsene

Av Dag Borgnes, Norsk Energi.

7.1 NS-EN 15445 – Reversert spredningsmodellering av svevestøvmålinger

Diffuse utslippskilder på en industriplass kan beskrives gjennom å utføre punktmålinger i omgivelsene og regne seg tilbake til kildene. Metoden er beskrevet i NS EN 15445 - Beregning av andel diffuse støvutslipp ved bruk av spredningsmodeller. Non-Ferrous Metals Industries BAT Reference Document (NFM BREF) foreslår å bruke denne standarden for å identifisere de mest relevante diffuse støvkildene (BAT 6) [56].



Figur 7.1 Måleprinsippet i NS EN 15445. Figuren viser kilder til diffuse utslipp (røde piler) og tre punktmålestasjoner for støvkonsentrasjoner og meteorologi rundt et ferrolegeringsverk.

Følgende trinn inngår i NS EN 15445-standardens:

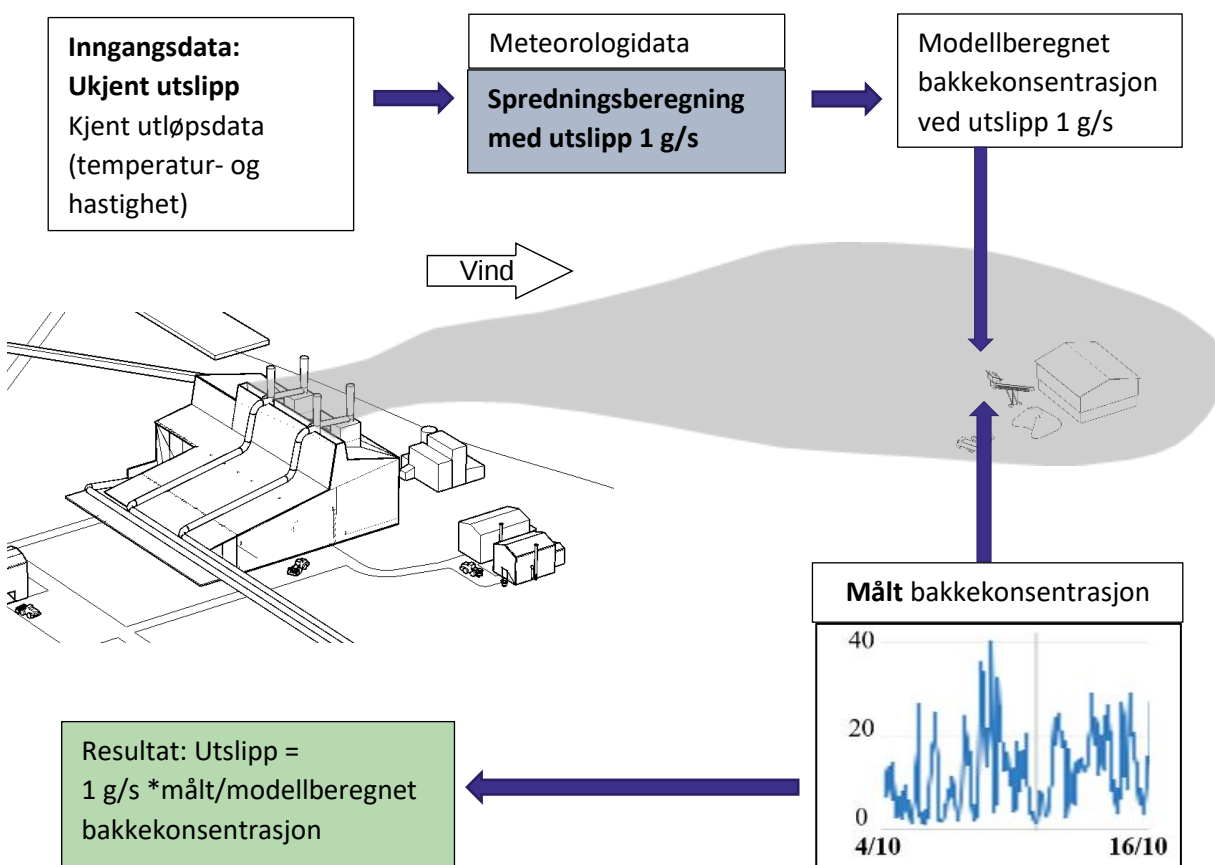
- samtidige *uteluftmålinger* ved to eller flere lokaliteter
- *meteorologimålinger* samtidig med uteluftmålingene
- bestemmelse av *bakgrunnskonsentrasjon* basert på resultater fra uteluftmålinger
- beregning av *bakkekonsentrasjonsbidrag* fra hver av støvkildene ved hvert uteluftmålested. Det benyttes utslippsrate 1 g/s for støvkildene. Beregningene utføres med spredningsberegningsmodell
- *estimering av utslippsrater* ved hjelp uteluftmåleresultater, spredningsberegningsresultater og statistiske metoder

7.1.1 Uteluftmålinger av støv

I kapittel 5 i standarden er det gitt detaljer om filtertype og egenskaper for uteluftmålingene av støv. Standarden angir blant annet antall uteluftmålere og antall målekampanjer ved forskjellig antall ukjente støvkilder (*Tabell 7.1*). Målekampanjene skal vare minimum 4 uker og dekke en representativ meteorologisk periode.

Det går frem av tabellen at det trengs minimum 2 uteluftmålesteder for å estimere 1-5 støvkilder. Dersom man har to uteluftmålesteder skal man gjennomføre samme antall målekampanjer som antall støvkilder. Har man flere uteluftmålere kan man redusere antall målekampanjer.

Avstand mellom støvkilder og uteluftmålere skal være mellom 50 og 300 meter avhengig av tettheten til partiklene. For å skille mellom støvkildene anbefales det å plassere uteluftmålerne mellom støvkildene, fortrinnsvis på akse til den fremherskende vindretningen. For å avgjøre lokalisering av uteluftmålere kan det utføres spredningsberegning med historiske gjennomsnittsdata for meteorologi for aktuell måleperiode.



Figur 7.2 Noen sentrale begreper og de viktigste inngangsdataene i reversert spredningsberegning.

Tabell 7.1 Antall uteluftmålere og antall målekampanjer ved forskjellig antall støvkilder

Antall støvkilder	Antall uteluftmålere tilgjengelig som ett sett (med samtidig prøvetaking)		
	2	3	4
	Antall målekampanjer		
1	1	1	1
2	2	1	1
3	3	2	1
4	4	3	2
5	5	4	3

7.1.2 Meteorologimålinger

Det er behov for en meteorologistasjon så nær det undersøkte område som mulig. Meteorologimålingene må omfatte timedata av vindhastighet, vindretning og stabilitet ifølge standarden. Det er også behov for vindroser for tidligere år for å kunne plassere uteluftmålesteder i retning for fremherskende vindretninger.

7.1.3 Bakgrunnskonsentrasjon

I standardens kapittel 8.1 heter det at den beste metodikken for å vurdere bakgrunnskonsentrasjonen er sammenlikning av konsentrasjon ved ulike uteluftmålere. Når konsentrasjonene ved to uteluftmålere korrelerer og dette ikke kan forklares av plassering i forhold til støvkildene på aktuell industribedrift, er de dominert av bakgrunnsstøv.

7.1.4 Beregning av bakkekonsentrasjonsbidrag

Det utføres beregning av bakkekonsentrasjonsbidrag fra hver av støvkildene ved hvert uteluftmålested. Det benyttes utslippsrate 1 g/s for støvkildene. Beregningene utføres med spredningsberegningsmodell.

Det er ikke gitt spesifikke krav til spredningsmodellen som skal benyttes utover at den skal være gyldig for de aktuelle terrengforholdene (standardens kapittel 6).

Nødvendige inngangsdata til modellen er oppgitt til følgende:

- lokasjoner, høyder og dimensjoner på støvkilder
- partikkelstørrelsesdata dersom det skal skilles på partikkelstørrelser
- lokasjoner og høyder på uteluftmålere
- timedata for vindhastighet, vindretning og stabilitet

I tillegg vil det normalt ofte være behov for temperatur på utslippet.

Behovet for inngangsdata avhenger av hvilken modell som benyttes. Dersom man bruker nyere Gaussiske spredningsberegningsmodeller som AERMOD har man behov for timedata for vindhastighet, vindretning, temperatur og skydekke. I tillegg vil det normalt være behov for data om bygningsdimensjoner for å ivareta tilfeller der en får røyknedslag

pga. turbulens og levirvler bak bygninger. Dersom det er store terrengvariasjoner i området, kan det også være behov for digitale terrengdata.

7.1.5 Estimering av utslippsrater

Dersom målt uteluftkonsentrasjon av støv inkluderer bidrag fra flere ulike diffuse støvkilder går metodikken ut på å finne utslippsrate, e , fra følgende likning (kapittel 4 i standarden):

$$c_{ird}(t) = \sum_i c_{ird}(t) = \sum_i \alpha_{irdt} e_{id} = \alpha_1 e_1 + \alpha_2 e_2 + \dots$$

hvor:

c_{ird} målt konsentrasjon av støv med aerodynamisk diameter d knyttet til kilde i ved uteluftmålested r

α_{irdt} bakkekonsentrasjonsbidrag av støv ved utslippsrate 1 g/s (α kalles spredningsfaktor i standarden)

e_{id} utslippsrate for støvkilde i

Dette betyr at man for hvert tidspunkt t (time) og for hvert uteluftmålested må finne utslippsrate e ved hjelp av målt støvkonsentrasjon og modellberegnete bakkekonsentrasjonsbidrag ved utslippsrate 1 g/s.

7.1.6 Vurdering av metodikk - muligheter og begrensninger

Standarden angir måleperiode på minimum 4 uker. Utslippsestimatene kan forbedres ved å se på separate episoder innenfor måleperioden, for eksempel episoder med antatt høyt bidrag.

Metodikken med reversert spredningsberegning kan også benyttes dersom man har en kombinasjon av kjente, kanaliserte støvutslipp og ukjente, diffuse støvutslipp.

Dersom man kjenner innholdet av metaller i støvet, kan metoden benyttes til å estimere utslipp av metaller bundet til støv.

Metoden er mindre egnet dersom støvkonsentrasjonsbidraget fra aktuelt anlegg er lavt i forhold til bakgrunnskonsentrasjonen. I slike tilfeller kan det være aktuelt å benytte metoden på andre utslippskomponenter enn støv.

Reversert spredningsberegning kan være en velegnet metodikk for estimering av diffuse utslipp, særlig dersom data fra uteluft- og meteorologimålinger foreligger.

I tillegg til usikkerhet knyttet til uteluft- og meteorologimålinger har metodikken usikkerheter knyttet til spredningsberegningene.

7.2 Reversert spredningsmodellering av nedfallstøvmålinger

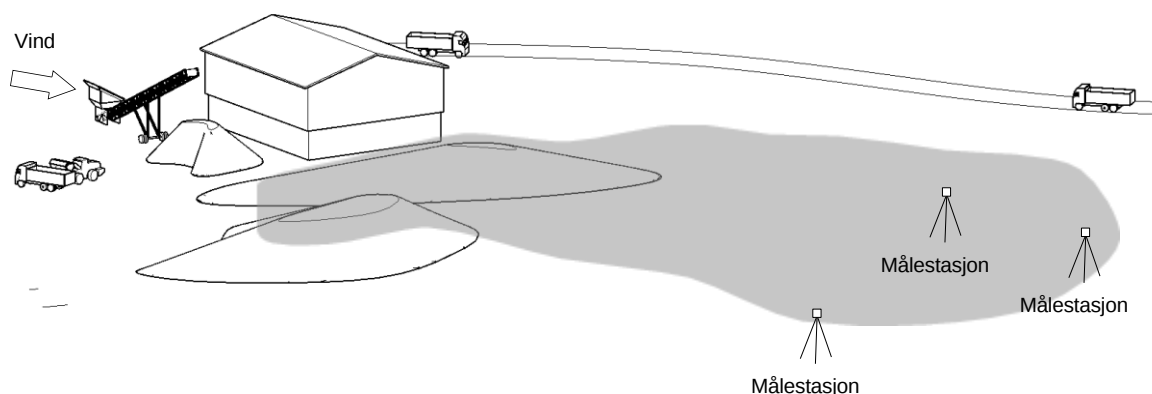
NILU har kvantifisert diffuse utslipp fra losseaktivitet av sinkkonsentrat ved Eitrheimsvågen i Odda ved hjelp av reversert spredningsmodellering [57]. I rapportens referat heter det følgende: «Elleve avsetningsprøvetagere ble utplassert i litt over seks måneder fordelt på seks måleperioder. Avsetningene ble analysert og metallinnholdet bestemt ved massespektrometri. Avsetningsmodellen CONDEP ble brukt med vind målt i lossekrana i en revers modellering. Utslippsmengder av miljøgiftene kadmium (Cd), bly (Pb), kvikksølv (Hg), nikkel (Ni), sink (Zn), arsen (As) og kobber (Cu) ble estimert. Disse utslippene ble så benyttet til å estimere avsetningen i Eitrheimsvågen.»

7.3 Utslippsfaktorer basert på reversert spredningsberegning nær kilder

Sanfélix et al. (2015) har utviklet en numerisk og ikke-gaussisk spredningsmodell for diffuse støvkilder som de mener passer bedre til bakkenære og ikke kanaliserte støvskyer [58]. Spredningsmodellen til Sanfélix et al. (2015) kommer fra forskning der man er mye tettere på kilden enn man er ved bruk av den gaussiske reverserte spredningsberegningmetoden i Kapittel 7.1 (den europeiske standarden). Den utviklede modellen ble brukt for å estimere driftsspesifikke PM₁₀-utslippsfaktorer for støving i forbindelse med havneprosesser og industriprosesser.

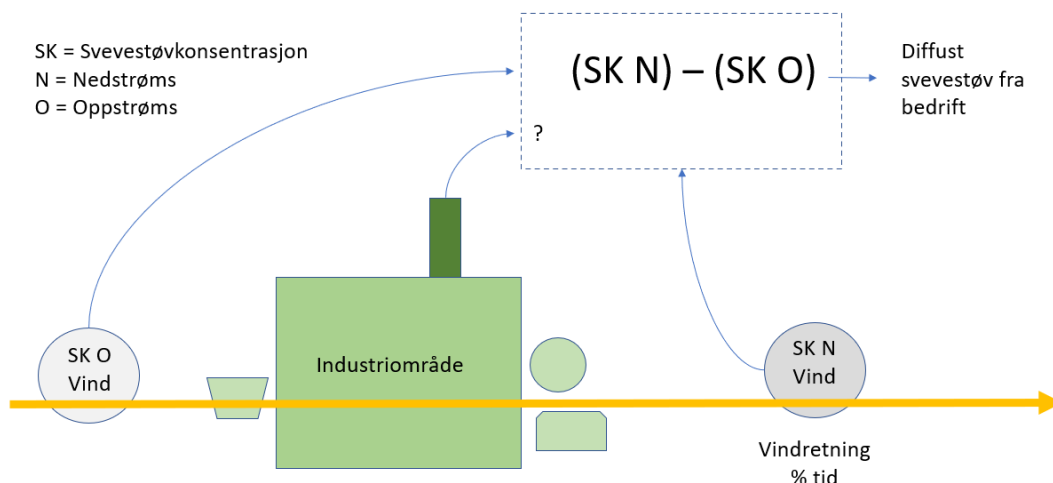
For å kunne estimere utslippsspesifikke utslippsfaktorer må man bl.a. foreta målinger av støvkonsentrasjoner veldig nære kilden for å minimere effekten av bakgrunns-konsentrasjonen i luften (Figur 7.3). For å bruke denne spredningsmodellen trengs minimalt med eksperimentelle data for vindretningen og hastigheten, bare bruk av et enkel 3D ultralyd anemometer er tilfredstillende.

Metoden både for målinger og estimering av utslippsfaktorer som er beskrevet i arbeidet til Sanfélix (2015), kan potensielt brukes på en rekke diffuse utslippskilder for å stadfeste mere nøyaktige utslippsfaktorer.



Figur 7.3 Målestasjoner på medvindssiden av hauger med løsmasser. Et lignende måleoppsett er brukt i Sanfélix metoden.

7.4 Oppstrøms-nedstrøms modellen



Figur 7.4 Oppstrøms-nedstrøms modellen.

Oppstrøms-nedstrøms metoden for å bestemme diffuse støvutslipp ble dokumentert på 1970-tallet og er en forenklet gjerdelinjemåling satt opp med bruk av den rådende vindretning [1]. Metoden kvantifiserer utslippene fra den bestemte kilden som forskjellen mellom forurensningskonsentrasjonene målt i omgivelsesluften som nærmer seg (oppstrøms) og den luften som forlater (nedstrøm) kildestedet. Dette gir et estimat på differansen, som er PM bidraget fra kilden (industrianlegget).

Styrken til oppstrøms-nedstrøms metoden er at den ikke påvirkes av antall eller plasseringer av de ulike interne kildene. Metoden kan brukes til å måle utslipp fra kilder som typisk dekker store områder som ikke kan måles med andre metoder. Kilder inkluderer materialhåndtering og lagringsoperasjoner, avfallsdeponier og store industrielle prosesser. Dette oppsettet kan også brukes til å definere bidragene fra spesifikke kilder til de totale utslippene ved hjelp av matematiske modeller og/eller sporstofftester.

Oppstrøms-nedstrøms systemer har blitt brukt i flere tiår for å oppdage og kvantifisere støvutslipp, fra f.eks. ikke-asfalterte veier, byggeplasser, og gruve- og steinbruddsoperasjoner [59]. I California regulerer fylker eller distrikter diffuse støvutslipp fra industrielle eller kommersielle driftssteder med denne metoden. En av reglene i California for reguleringen av diffuse støvutslipp sier; «Ingen person skal forårsake eller tillate at PM10-nivåer overskrider $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ når de bestemmes ved samtidig prøvetaking som forskjellen mellom oppstrøms og nedstrøms prøver målt med høy-volums PM-prøvetakere eller annen amerikansk EPA-godkjent ekvivalent metode for PM10-overvåking.»

Watson et al. (2011) studerte evnen til åtte forskjellige PM-instrumenter, både filterprøvetaking og online typer, for bruk i et oppstrøms-nedstrøms system ved to pukkverk i Sør-California i 2008 [59]. Variansen mellom de forskjellige instrumenttypene viste bl.a. usikkerheten som kan være forbundet med målesystemet.

Det er viktig i denne metoden å ikke sette sensorene for nærme kilder, da kan oppstrøms tallene for eksempel bli for store. En konklusjon som også kan trekkes fra Watson et al. studien er at systemet er komplisert i urbane omgivelser, og kan passe bedre i et landlig område med mindre lokale støvkilder. Studien viste at de nyere online-sensorene som også måler alle størrelsesfraksjonene av partikler er nødvendige i et oppstrøms-nedstrøms oppsett for å evaluere effekten av lokale utslipp (Eksemplet her er at vedfyringskilden dominerer PM1 fraksjonen slik at man kan trekke ut lokale kilder). Videre bekrefter studien også at sand- og grusoperasjoner genererer store supergrove partikler som faller ned på bakken ganske raskt.

Oppstrøms-nedstrøms metoden fungerer best der hvor industribidraget faktisk er relativt stort i forhold til bakgrunnsbidraget. Det kan også brukes for spesifikke stoffer i støvet. For å kunne bruke denne metoden er det nyttig å vite noe om vindforholdene på plassen man skal måle. Bidraget fra relativt lave punktkilder kan også påvirke oppstrøms-nedstrøms beregninger og må undersøkes.

7.5 Statistiske kildeanalyser fra punktmålinger

Data fra punktmålinger utenfor gjerdet til bedrifter kan ha sekundære funksjoner utover å bare måle en tilstand. Hvis man har et stort nok datasett og måledataene har god kvalitet, så kan datasettet være grunnlag for statistiske analyser og beregninger av kilder og kildebidrag.

For å kunne bruke et datasett til mere avanserte statistikk analyser er det viktig å ha høy datakvalitet (f.eks. lav usikkerhet og målinger godt over deteksjonsgrensen til instrumenter). Det er enklest å oppnå store og gode nok datasett med presise instrumenter, høy tidsoppløsning i målingene og representative perioder og steder. For støv kan det også være viktig å måle så mange størrelsestyper som mulig.

Statistiske kildeanalyser av luftkvalitets punktmålinger i omgivelsene er for eksempel «principal component analysis, PCA» og «positive matrix factorization, PMF». PCA finner man i de fleste statistikk verktøyer og programvare, og PMF er et gratis program utviklet av US EPA¹⁴. PCA eller PMF kan være gunstig å bruke hvis det er flere bedrifter på et område. Et eksempel er en studie av Alleman et al. (2010) i Spania hvor man identifiserte 8 kilder basert på innsamling av 35 elementkonsentrasjoner i PM10 prøver fra luft [60]. 24 elementer hadde robuste nok datasett til å bidra til å forklare 90% av tidsvariasjonen. Studien klarte også å differensiere % bidraget fra tre forskjellige typer industrier som bidro til samme målepunkt.

¹⁴ <https://www.epa.gov/air-research/positive-matrix-factorization-model-environmental-data-analyses>

8 Utslipp fra utendørs aktiviteter

8.1 Utslipp fra utendørs aktiviteter beregnet ut fra emisjonsfaktorer

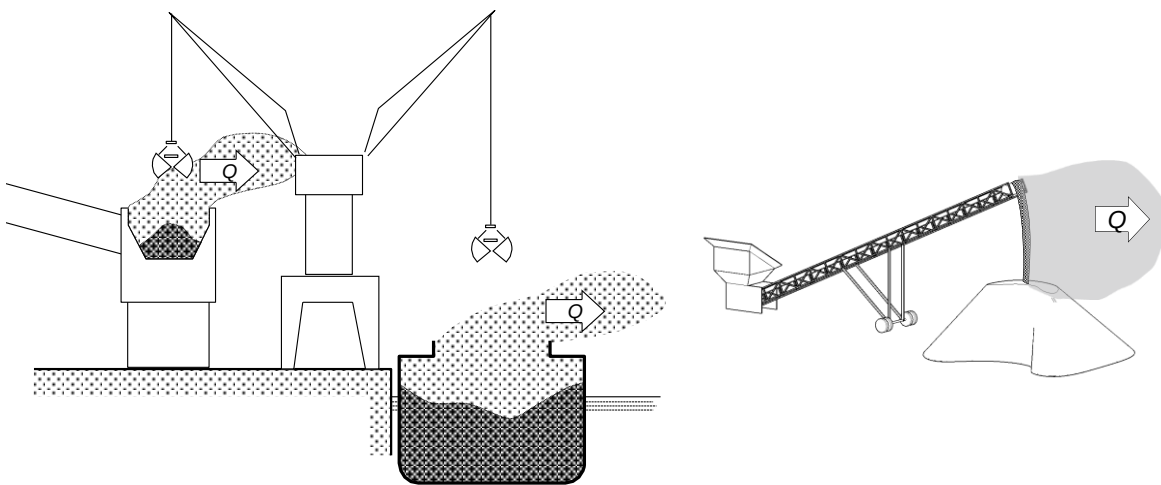
Emisjonsfaktorer er blitt brukt gjennom en årrekke når industribedrifter estimerer sine utslipp. Den enkleste formen for å estimere et utslipp fra en kilde er å sette at utslippet er proporsjonalt med den mengden materiale som håndteres:

$$Q = q \cdot M \quad (8.1)$$

hvor

- M = mengden materiale som håndteres [tonn]
- Q = mengden støv/forurensning som slipper ut [gram]
- q = emisjonsfaktoren for prosessen [gram støv/tonn materiale]

Denne tilnæringsmåten er brukt i VDI anvisning 3790 og i US EPA AP-42. Det finnes flere databaser som dekker ulike industrielle prosesser, blant annet US EPA AP-42¹⁵ og EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook¹⁶. Tyske retningslinjer gir noen emisjonsfaktorer for diffuse utslipp fra lagring, lossing/lasting og transport av bulk materialer (VDI 3790 Part 3) og transport (VDI 3790 Part 4).



Figur 8.1 Eksempler på beregning av utslipp ut fra emisjonsfaktorer.

Fordeler med denne metoden er at den er lite ressurskrevende, og kanskje «god nok». Dette kan være den eneste metoden man har, og sannsynligvis bedre enn bare å måtte gjette på et utslippstall. Svakheten er at metoden står og faller med emisjonsfaktorene som brukes og antakelsene som gjøres.

¹⁵ <https://www.epa.gov/air-emissions-factors-and-quantification>

¹⁶ <https://www.eea.europa.eu/themes/air/air-pollution-sources-1/emep-eea-air-pollutant-emission-inventory-guidebook/emep>

8.2 Vurdering av emisjonsfaktorer for håndtering av løsmasser

Når man leter etter emisjonsfaktorer i litteraturen finner man at det er et til dels voldsomt sprik mellom faktorene som oppgis fra forskjellige kilder. Tallene i den følgende tabellen er hentet fra Sanfélix et al. (2017) [61].

Tabell 8.1 Sammenlikning av emisjonsfaktorer fra Sanfélix et al. (2017) med andre emisjonsfaktorer.

Forsøk nr.	Operasjon	PM ₁₀ emisjonsfaktor				Anmerkning
		AP-42	EMEP/EEA ^{a)}	Sanfelix	Enhet	
1	Direkte lossing med krangrabb til kai	–	2	7,3	g/tonn	$M \lambda 0\%$
2	Truck lasting til trakt (hopper) + mobilt transportbånd	2 x 14	2 x 6	9,6	g/tonn	$M = 0,4\%$ $u = 4,5 \text{ m/s}$
3	Truck kjøring	1700 ^{c)}	Ikke anvendbar	530	g/km	$s = 11\%$ $W = 80 \text{ tonn}$
4	Hjullaster lasting	0,5 ^{b)}	6	0,1	g/tonn	$M = 2\%$ $u = 2,0 \text{ m/s}$
	Hjullaster dumping i lastetrakt (hopper)	0,3 ^{b)}	4	0,1	g/tonn	
	Hjullaster kjøring	150 ^{d)}	Ikke anvendbar	130	g/km	$s = 8 \text{ g/m}^2$ $W = 33 \text{ tonn}$

a) EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook.

b) AP-42 Chapter 13.2.4: emisjonsfaktor: $q = 0,35 \cdot 1,6 \frac{(u/2,2)^{2,3}}{(M/2)^{1,4}}$

c) AP-42 Chapter 13.2.2: emisjonsfaktor: $q = 423 \left(\frac{s}{12}\right)^{0,9} \left(\frac{W}{3}\right)^{0,45}$

d) AP-42 Chapter 13.2.1: emisjonsfaktor: $q = 0,62 \cdot s^{0,91} W^{1,02}$

hvor:

M = fuktighetsinnhold [%]

W = midlere kjøretøyvekt [tonn]

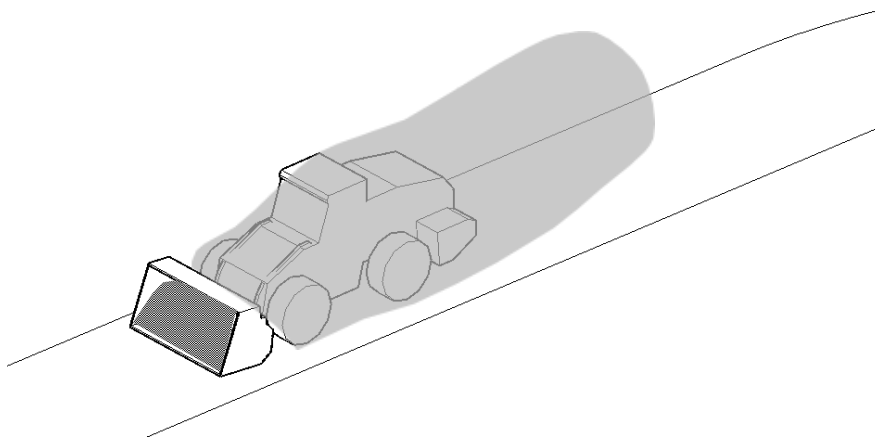
s = silt innhold (silt er støv med diameter < 150  )

u = vindhastighet [m/s]

8.3 Støving fra veitransport

Dette kapittelet behandler støving som virvles opp av kjøretøyer når de kjører på veier med fast dekke og med grusdekke.

8.3.1 Beregningsmåte



Figur 8.2 Støving fra veitransport.

Den generelle likningen for støvutslipp fra veitransport er:

$$\dot{Q}_T = q_T \cdot L_T \cdot n$$

hvor:

L_T = kjørelengde [m]

$\dot{Q}_T$ = støvutslipp [gram/h]

n = antall kjøretøyer

q_T = emisjonsfaktor [gram utslipp/kjøretøy km]

VDI 3790 blad 4 oppgir følgende formel for emisjonsfaktoren for veier uten fast dekke, q_{uF} :

$$q_T = q_{uF} = k_{Kgv} \cdot \left(\frac{s}{12}\right)^a \cdot \left(\frac{W}{2,7}\right)^b \cdot \left(1 - \frac{p}{365}\right) (1 - k_M) \quad (8.2)$$

hvor:

a, b = eksponenter. Se Tabell 8.2.

k_{Kgv} = faktor som tar hensyn til kornstørrelse. Se Tabell 8.2.

k_M = faktor som tar hensyn til støvreduserende tiltak. $0 < k_M < 1$.

p = antall dager pr. år med minst 1 mm nedbør

s = finkornandel i veimaterialet (masseandel $< 75\mu\text{m}$) [%] Se Tabell 8.3.

W = midlere masse med last og uten last av kjøretøyene [tonn/kjøretøy]

Tabell 8.2 Faktor k_{kgv} og eksponentene a og b for å ta hensyn til kornstørrelsefordeling. Tabellverdiene er hentet fra VDI 3790 blad 4.

	PM _{2,5}	PM ₁₀	PM ₃₀ ^{a)}
k_{kgv}	42	422	1381
a	0,9	0,9	0,7
b	0,45	0,45	0,45

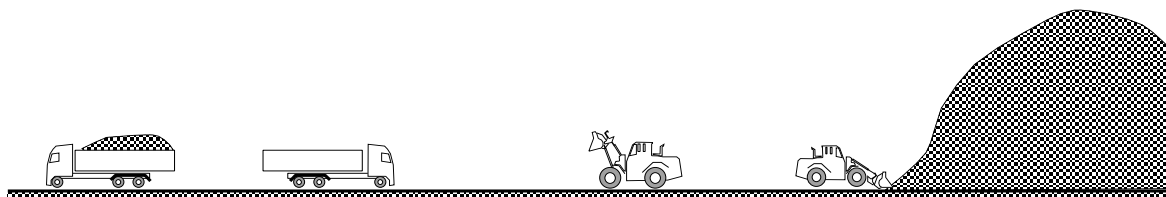
a) Her er PM₃₀ satt lik TSP (totalstøv)

Tabell 8.3 Referanseverdier for finkorninnholdet (s) på uasfalterte veier. Tabellverdiene er hentet fra VDI 3790 blad 4.

Industriaktivitet	Midlere finkornandel < 75µm	Spennvidde	Antall prøver
Jern- og stålproduksjon	6	0,2 – 19	135
Sand og grus-håndtering	4,8	4,1 – 6,0	3
Steinbrudd (veier internt)	10	2,4 – 16	10
Steinbrudd (transport til og fra steinbrudd/gruve)	8,3	5,0 – 15	20
Byggeplassområde	8,5	0,56 – 23	20
Kommunale avfallsdeponier	6,4	2,2 – 21	20

8.3.2 Regneeksempel etter VDI retningslinje 3790 blad 4

Dette eksempelet behandler bare støving som virvles opp av kjøretøy under transport.



Figur 8.3 Transport fra et masselager.

50 lastebiler med en masse på 15 tonn kjører tomme inn til et lager av løsmasser, og kjører ut igjen med lass. Når de kjører ut har de lastet på 25 tonn, og har da en masse på 40 tonn.

I tillegg er det 500 hjullasterturer med en masse på gjennomsnittlig 12 tonn (250 turer for å hente masse og 250 turer for å laste på bilene). Til sammen er det 600 kjøretøyturer.

Gjennomsnittlig kjøretøyvekt, W , blir da:

$$W = (50 \cdot 15 \text{ tonn} + 50 \cdot 40 \text{ tonn} + 500 \cdot 12 \text{ tonn}) / 600 \text{ kjøretøyer} = 14,6 \text{ tonn/kjøretøy.}$$

Emisjonsfaktoren for ikke-asfaltert vei kan nå beregnes med formel (8.2) med tallverdiene i Tabell 8.4:

$$q_{uF} = 351 \text{ gram/kjøretøy km}$$

Tabell 8.4 Tallverdier for beregning av emisjonsfaktoren.

Faktor som tar hensyn til kornstørrelse	k_{Kgv}	422	Tabell 8.2
Eksponent	a	0,9	
Eksponent	b	0,45	Tabell 8.2
Gjennomsnittlig kjøretøyvekt	W	14,58	Tabell 8.2
Antall dager med minst 1 mm nedbør	p	100	tonn/kjøretøy dager/år
Det er ingen støvreduserende tiltak	k_M	0	
Finkornandel i jern og stålproduksjon (< 75µm)	s	6%	Tabell 8.3

Midlere kjørelengde pr. tur på lagerområdet er $L_T = 100 \text{ meter} = 0,1 \text{ km}$.

Støvmengden som virvles opp pr. dag fra kjøretøybevegelsene blir da:

$$\begin{aligned}
 Q_T &= q_{uF} \cdot L \cdot n \\
 &= 351 \text{ gram/kjøretøy km} \cdot 0,1 \text{ km} \cdot 600 \text{ kjøretøyturer} \\
 &= \mathbf{21 \text{ kg støv/dag}}
 \end{aligned}$$

Dersom denne virksomheten foregår f.eks. 50 uker pr. år. med 5 arbeidsdager pr. uke, blir de årlige utslippene

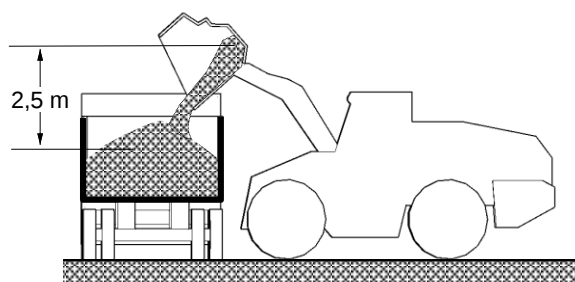
$$Q_T = 5,3 \text{ tonn/år}$$

8.4 Lasting med hjullaster

Dette kapittelet behandler støving fra løsmasser som håndteres med hjullaster.

Fremgangsmåten beskrives med følgende eksempel:

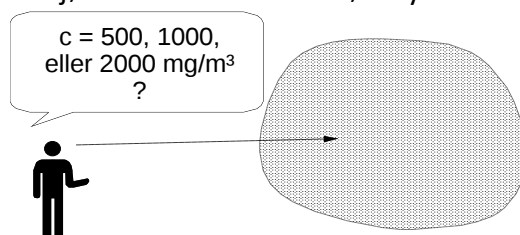
Knust metall fylles fra en hjullaster til et lasteplan på en bil. Spørsmålet er hvor mye støv som slippes ut hver gang hjullasteren dumper metallet i lasteplanet. Hjullasteren tar 5 tonn i hver skuff.



Figur 8.4 Tipping fra hjullaster.

8.4.1 Forenklet metode

En metode som er anvendt av bl.a. Norsk Hydro (Åstrand H. H., kommunikasjon, Miljøforum, 2019) er beskrevet i det følgende eksemplet. Unøyaktigheten er stor, men metoden er nyttig når man skal rangere størrelsen på utslippet i forhold til andre utslipp. Konsentrasjonen anslås på skjønn ut fra hvor tett støvskyene ser ut.



Figur 8.5 Anslå en støvkonsentrasjon.

Støvmengden i skyene er lik volumet av skyene ganger støvkonsentrasjonen.

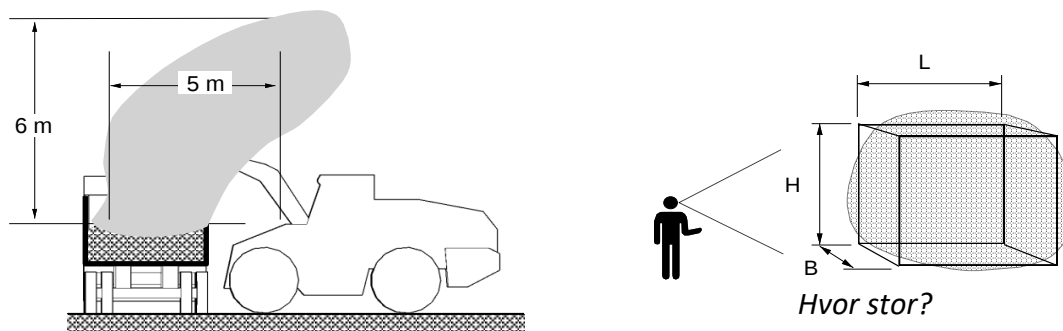
Tabell 8.5 viser beregningen av støvmengden pr. sky.

Størrelsen på støvskyene anslås på øyemål til:

$$\text{lengde, 5m x bredde 5m x høyde 6m} = \text{volum } 150 \text{ m}^3$$

Her er usikkerheten i anslag av skystørrelsen satt til $\pm 1\text{m}$, og konsentrasjonen er satt til 500, 1000 eller 2000 mg/m^3 . Da får man en støvmengde pr. sky på:

$Q = 150 \text{ gram pr. hjullasterskuff,}$
med et usikkerhetsintervall fra 40 gram til 500 gram.



Figur 8.6 Anslag av størrelsen på støvskyene.

Tabell 8.5 Støvvekt pr. sky.

Sky-volum			Maks	Midd	Min
	<i>L</i>		6	5	4 m
	<i>B</i>		6	5	4 m
	<i>H</i>		7	6	5 m
	<i>V</i>		252	150	80 m ³
Konsentrasjon		Støvvekt pr. sky [gram]			
Maksimum	<i>C_{max}</i>	2000	504	300	160
Middel	<i>C_{midd}</i>	1000	252	150	80
Minimum	<i>C_{min}</i>	500	126	75	40

Emisjonsfaktor. Med en metallvekt pr. skuff på 5 tonn blir emisjonsfaktoren på 30 gram/tonn, med et usikkerhetsintervall fra 8 gram/tonn til 100 gram/tonn.

8.4.2 Beregning etter VDI retningslinje 3790 blad 3

For materialhåndtering/omlastning angir VDI retningslinje 3790 blad 3 følgende formel:

$$Q_v = q \cdot M \quad (8.3)$$

hvor:

M = mengde gods som håndteres [tonn]

Q = utslipp av støv [gram]

q = emisjonsfaktor [g/tonn]

Resultatet av denne beregningsmetoden står og faller med emisjonsfaktoren *q*. De tallene for emisjonsfaktorer som foreligger i litteraturen spriker veldig. Se kapittel 8.1.

Følgende emisjonsfaktorer som ser ut til å kunne passe:

- Trucklastning til lastetrakt
AP-42: 7 g/tonn, EMEP/EEA: 6 g/tonn, Sanfélix: ½ x 9,6 g/tonn^{*)}
- Hjullaster dumping i lastetrakt
AP-42: 0,37 g/tonn, EMEP/EEA: 4 g/tonn, Sanfélix: ½ x 0,1 g/tonn^{**)}

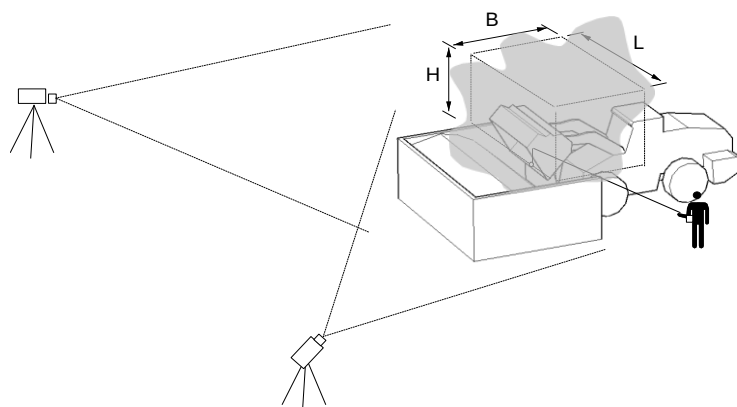
^{*)} Fuktighet 0,4%. ^{**) Fuktighet 2%}

Emisjonsfaktoren varierer mye med fuktigheten i massene. Sanfélix oppgir at den minste faktoren som ble målt, $\frac{1}{2} \times 0,1$ g/tonn, var for masse med 2% fuktighet, mens det for masse med 0,4% fuktighet ble målt $\frac{1}{2} \times 9,6$ g/tonn [61]. For knust metall som er lagret under tak kan det være mest riktig å bruke verdiene for tørre masser. Rimelige emisjonsfaktorer kan derfor være fra 4 til 7 g/tonn. Med disse verdiene vil støvmengden fra lastning med hjullaster bli:

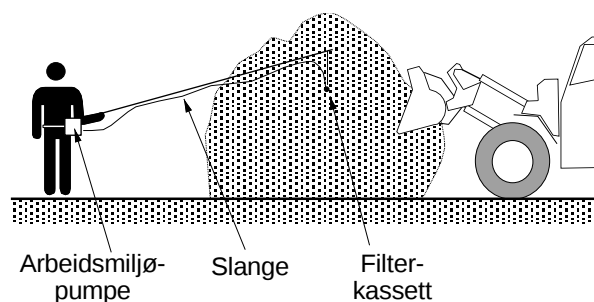
$$Q = 20 - 35 \text{ gram pr. hjullasterskuff}$$

8.4.3 Metode med måling av skystørrelse og støvkonsentrasjon

Den forenklede metoden i avsnitt 8.4.1 kan forbedres ved å måle størrelsen på støvskyene og konsentrasjonen i skyene. En metode som er brukt er illustrert i Figur 8.7. To eller flere videokameraer filmer støvskyene som oppstår ved dumping av metallet, og en støvmåler holdes inn i skyene.



Figur 8.7 Måling av størrelse på skyene vha. videokameraer.



Figur 8.8 Måling av konsentrasjon i støvsky med filterstøvmåler på stang.

Dette er en ganske arbeidskrevende metode, men den er gjennomførbar i praksis. Filteret til støvmåleren henges opp i en snor og posisjoneres i støvskya ved hjelp av en stang. Pumpa startes når kassetten er inne i støvskya, og stoppes når skya driver vekk. Denne operasjonen repeteres så mange ganger at det blir nok støv på filteret til at det lar seg måle. En fordel med denne metoden er at den gir middelkonsentrasjonen av mange skyer.

Målingen bør gjennomføres flere ganger, da måleresultatet vil sprike pga. den store usikkerheten ved metoden

Støvskyene som oppstår øker i volum fra øyeblikket metallet dumpes, og konsentrasjonen i skyene endres tilsvarende. Ved analysen av videoopptakene måler man skyenes størrelse når konsentrasjonsmåleren settes på og når måleren slås av. Støvskyene varierer i størrelse for hver gang hjullasteren dumper metallet. Når man anslår volumet, må man finne et middel av flere støvskyer.

Ved beregning av støvmengden i skyene er det mest riktig å bruke den målte middelkonsentrasjonen og gange denne med gjennomsnittsstørrelsen på støvskyene. Denne metoden er gjennomført i en undersøkelse av utslipp ved håndtering av knust metall med hjullaster som tok 5 tonn pr. skufflast. Resultatet fra analyse av to støvskyer ble:

- $Q_1 = 180$ gram pr. hjullasterskuff,
med et usikkerhetsintervall fra 56 gram til 211 gram.
- $Q_2 = 290$ gram pr. hjullasterskuff,
med et usikkerhetsintervall fra 90 gram til 340 gram.

8.4.4 Vurdering

Emisjonsfaktorene fra de forskjellige metodene er stilt sammen i tabellen nedenfor.

- Emisjonsfaktoren for anslagene «på øyemål» er veldig lik emisjonsfaktoren fra målingene i forsøk 1 og 2.
- Avviket mellom emisjonsfaktorene fra litteraturen og emisjonsfaktorene fra forsøkene er interessant. Avviket kan ha å gjøre med at emisjonsfaktorene i litteraturen er målt under håndtering av sand mens forsøkene gjelder knust metall.

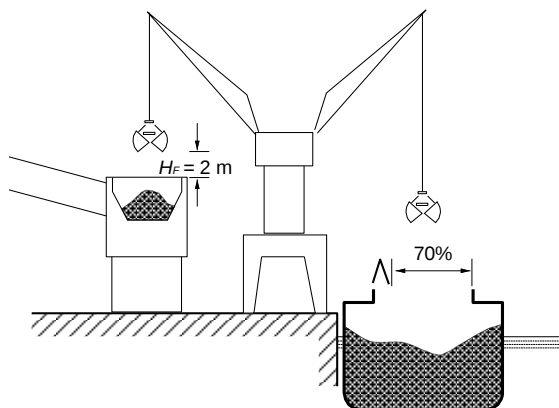
Tabell 8.6 Sammenlikning av emisjonsfaktorer for de forskjellige metodene.

Emisjonsfaktorer for tømming av 5 tonn knust metall fra hjullasterskuff		Emisjonsfaktor [gram/tonn]		
		Minimum	Middel	Maksimum
Forenklet metode (anslag av konsentrasjon og skystørrelse)		8	30	100
Beregning etter VDI 3790 Blad 3		4 – 7		
Måling av skystørrelse og støvkonsentrasjon	Forsøk 1	11	36	48
	Forsøk 2	18	58	68

8.5 Lossing og lasting av knuste materialer

8.5.1 Beregning ut fra emisjonsfaktorer

I VDI retningslinje 3790 blad 3 er det gitt en beregningsmåte for lossing av råvarer, og et regneeksempel på støving fra lossing av steinkull (pkt. 7.2.4.2 i retningslinjen). Dette er en relativt omfattende beregningsgang som ikke gjengis her.



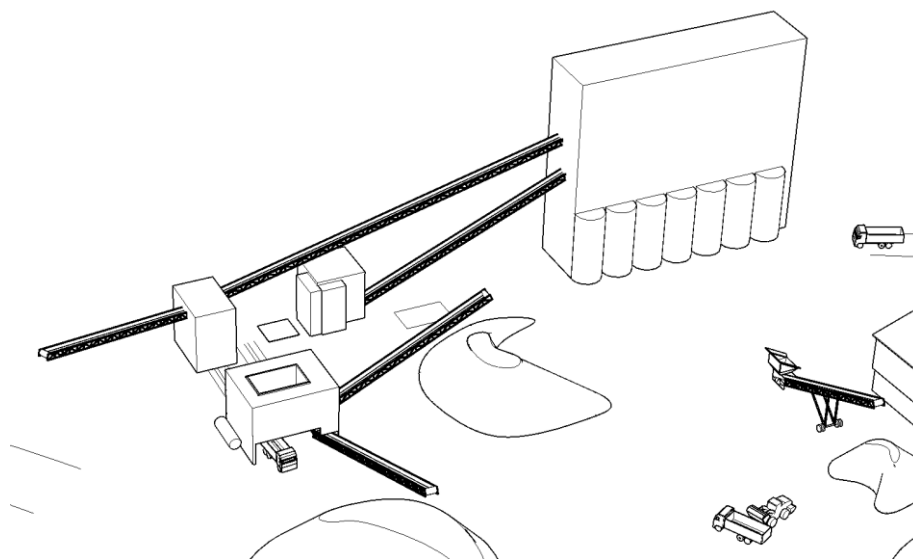
Figur 8.9 Grabbing av råvarer i båt og dumping i lastetrakt.

8.5.2 Vurdering og måling av utslippet

Det beste vil være å måle seg frem til emisjonsfaktorer med metodene beskrevet i kapittel 7 og her i avsnitt 8.4.3. Husk at målinger er riktig hvis utslippet anslås til være stort.

Det kan stilles spørsmål ved hvor godt emisjonsfaktorer som er utviklet for transport av sand kan brukes til lossing, lasting og håndtering av stoffer som aluminiumoksid og knuste metaller. Sammenlikningen i kapittel 8.4 indikerer at emisjonsfaktorene varierer med type materiale som håndteres, og at faktorene for sand passer dårlig for knuste metaller og oksid.

8.6 Støving fra transportbånd og materialstyrt



Figur 8.10 Pukkverk med åpne transportbånd.

8.6.1 Anslag av utslippene

Som første steg bør man bruke anslagsmetoden som er beskrevet i avsnitt 8.4.1. Dersom mindre usikkerhet anses som nødvendig kan metodene nedenfor være aktuelle.

8.6.2 Beregning ut fra emisjonsfaktorer

I VDI retningslinje 3790 blad 3 gir en beregningsmåte (men sier samtidig at det beste er å måle utslippet). I dette tilfellet gjelder det samme som er anført for lossing og lasting av knuste materialer, metoden avhenger av hvor stor usikkerhet man kan akseptere.

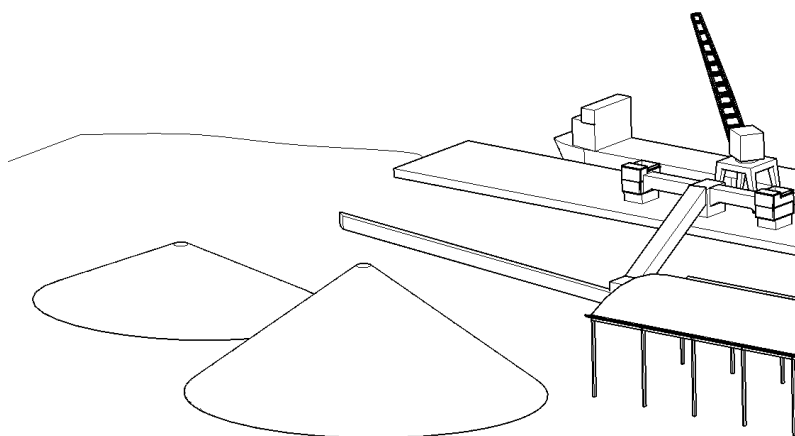
8.6.3 Måling av utslippene

Dette er et tilfelle hvor metoden med måling av støvkonsentrasjonen i omgivelsene kan egne seg. Se kapittel 7.1.

8.7 Støving fra utendørs masselagre

Når det blåser kan det drive støv fra lagerhaugene til omgivelsene.

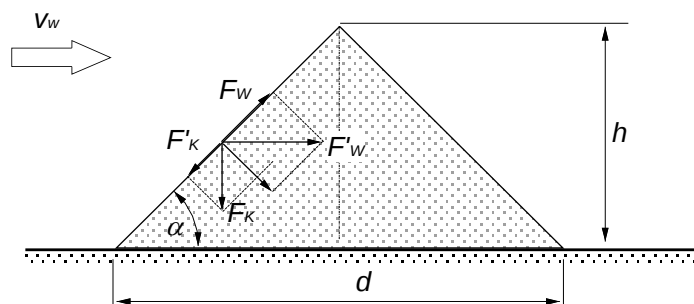
For dette tilfellet kan det være vanskelig å anslå utslippene, da det neppe danner seg støvskyer som er mulige å anslå størrelsen på. Man er da henvist til metoden med emisjonsfaktorer eller måling av støvkonsentrasjon i omgivelsene.



Figur 8.11 Støving fra lagerhauger.

8.7.1 Beregning ut fra emisjonsfaktorer

VDI 3790 Blad 3 beskriver en beregningsmåte for emisjonen fra en lagerhaug (Ikke gjengitt her). Denne metoden er ganske omfattende, men gjennomførbar.



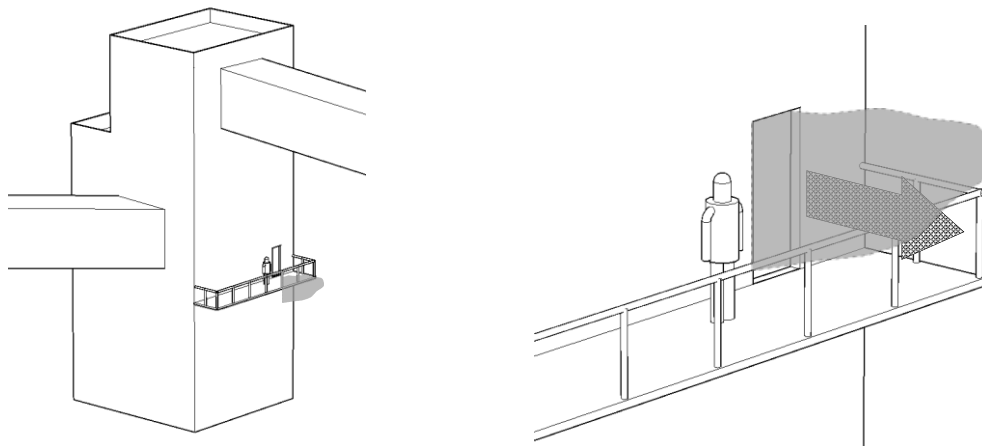
Figur 8.12 Illustrasjon av beregningsmodellen i VDI 3790 Blad 3.

8.7.2 Måling i omgivelsene

Metoden som er beskrevet i avsnitt 8.4.3 kan neppe brukes i dette tilfellet. Dette er et også et tilfelle hvor metoden med måling av støvkonsentrasjonen i omgivelsene kan egne seg. Se kapittel 7.1.

9 Utslipp gjennom åpninger og lekkasjer i bygg

9.1 Forenklet metode



Figur 9.1 Støvutslipp gjennom døråpning i omlastestasjonen i modellverket.

Figuren ovenfor viser et bygg som inneholder omlastepunkter for transportbånd. Se modellverket i kapittel 2.3.1. Det er mye støv i lufta inne i bygget, og under enkelte vindforhold strømmer det støv ut gjennom åpne dører.

9.1.1 Anslag med stor usikkerhet

Hvis det holder med et anslag med stor usikkerhet, vil det være tilstrekkelig å anslå utslippet ut fra en vurdering av støvkonsentrasjonen inne i bygget og lufthastigheten gjennom døråpningene.

Støvkonsentrasjonen inne bygget anslås til mellom 50 mg/m^3 og 500 mg/m^3 .

Døråpningens størrelse er $0,9 \text{ m} \times 2,1 \text{ m} = 1,9 \text{ m}^2$.

Lufthastigheten gjennom døråpningen anslås til mellom 2 m/s og 5 m/s .

Støvutslippet gjennom døråpningen blir da mellom $0,7 \text{ kg/h}$ og 17 kg/h i den tiden døra står åpen mens det føres gods på båndene.

Hvis man videre regner med at transportbåndene er i drift $1/10$ av tiden (879 h/år), og at døra står åpen halvparten av den tiden det er drift på transportbåndene, blir utslippet mellom 60 kg/år og 1490 kg/år .

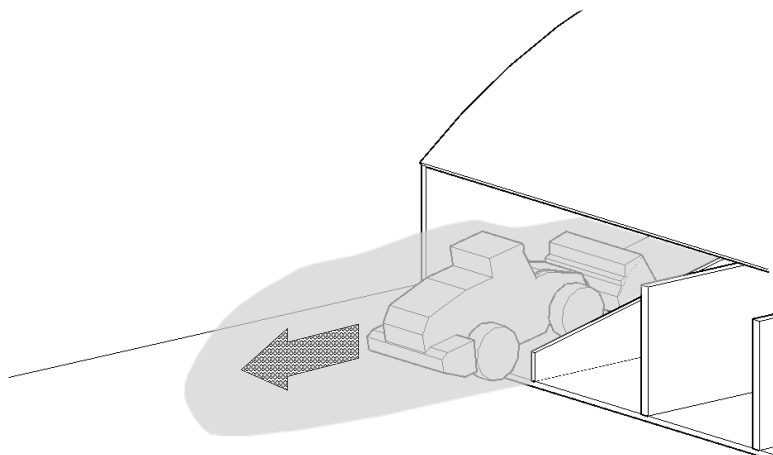
9.1.2 Anslag med mindre usikkerhet

Hvis man trenger et anslag med mindre usikkerhet, må man måle støvkonsentrasjonen inne i omlastestasjonen og lufthastigheten gjennom døråpningen.

9.1.3 Kommentar til anslag av støvkonsentrasjon

Anslaget av konsentrasjon vil i mange tilfeller bli ren gjetning. Det anbefales å måle konsentrasjon der dette er mulig. Det ville vært nyttig å ha en tabell over erfaringsverdier for konsentrasjon for forskjellige typer stoff og forskjellige aktiviteter.

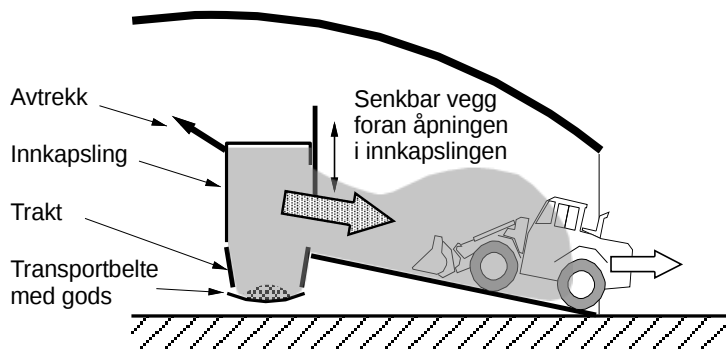
9.2 Måling av isoterme utslipp



Figur 9.2 Lasting av metall inn til knuseanlegget for bulkmaterialer i modellverket.

Måling av isoterme støvutslipp belyses med et eksempel fra innkjøring av metall i knusebygget i modellverket, se pos. 7 på Figur 2.4.

Eksempel. Metall som er støpt ut i seng brekkes med hjullaster og kjøres til knusestasjonen som vist på Figur 9.2. Gods tømmes ned i trakten til transportbandet, og det virvles opp støv. Når hjullasteren har tømt godset i trakten rygger den ut av bygget og drar med seg støv i dragsuget. Rett etter at hjullasteren rygger ut senkes en vegg foran åpningen i innkapslingen over trakt og transportbelte, og støvingen opphører.



Figur 9.3 Hjullaster drar støv med seg ved utkjøring fra knusebygget.

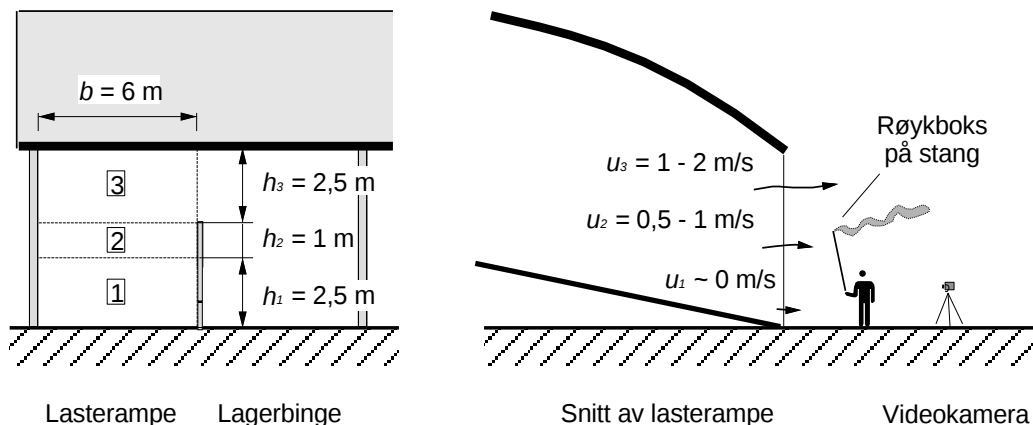
9.2.1 Luftmengde

Dette er et tilfelle hvor luftstrømmene varierer hele tiden. Det kan være vanskelig å sette opp målepunkter som ikke kommer i veien for hjullasteren når den kjører ut og inn. En måte å registrere luftstrømningene på er vise luftstrømningene med røyk og filme det hele med video. I tillegg kan det være en hjelp å gjøre enkeltmålinger av hastighet.

I dette eksempelet er temperaturen inne i knuseren litt høyere enn lufttemperaturen i omgivelsene, og hastigheten i den øvre delen av åpningen blir derfor større enn nede ved

bakken. Figur 9.4 og Tabell 9.1 viser typiske verdier for lufthastigheter i vindstille vær, og beregning av luftmengder ut gjennom kjøreåpningen til knusebygget.

Med tallene som er brukt i dette eksempelet er luftmengden ut fra knusebygget mellom 65 000 m³/h og 130 000 m³/h.



Figur 9.4 Innkjøringen til lasterampen og lagerbingene i knuse/siktestasjonen i modellverket.

Tabell 9.1 Beregning av luftmengde ut gjennom åpningen til lasterampen.

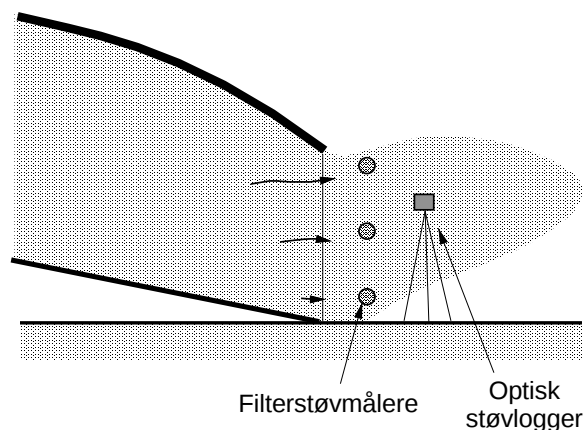
	Bredde m	Høyde m	Areal m ²	Hastighet m/s		Luftmengde m ³ /h	
				Min	Maks	Min	Maks
1	6	2,5	15	0		0	0
2	6	1	6	0,5	1	10 800	21 600
3	6	2,5	15	1	2	54 000	108 000
Sum						64 800	129 600

9.2.2 Støvkonsentrasjon og utslipp

Det beste ville vært om støvkonsentrasjonen kunne måles ved analyse av videoopptak av støvskyene. Inntil en slik teknikk er utviklet, kan man bruke et oppsett illustrert i Figur 9.5:

- En optisk støvlogger plasseres der hvor støvskyene strømmer ut.
- Filterstøvmålere plasseres i forskjellige høyder der støvskyene strømmer ut.
- Målerne må plasseres så nær kjøreveien som mulig, uten at de står i veien for hjullasterkjøringen.

Målingene bør vare så lenge innkjøringen av massen foregår. Støvloggeren vil vise hvor ofte, og hvor lenge støvutslippet foregår, og ved hjelp av filterstøvmålerne kan man finne middelkonsentrasjonen i støvskyene.



Figur 9.5 Oppsett for måling av støvkonsentrasjon i utstrømningen fra knuseren.

Figur 9.5 viser et eksempel på logging av støvkonsentrasjon ved utløpet av knuse/siktestasjonen. I dette beregningseksemplet fant man støvkonsentrasjoner på mellom 70 og 130 mg/m³. Utslippet av støv blir luftmengden ganget med støvkonsentrasjonen, som ganges med driftstiden pr. år. Med de tallene som er valgt i dette eksempelet blir utslippet

mellom 5 kg/h og 17 kg/h

Tabell 9.2 Beregning av støvutslipp for eksempelet.

		Min	Maks
Luftmengde	m ³ /h	64 800	129 600
Konsentrasjon	mg/m ³	70	130
Utslipp	kg/h	4,5	16,8

9.2.3 Fordeling av utslippet i omgivelsene

I dette eksemplet kan man si at hele støvmengden som er beregnet ovenfor nok ikke bringes ut i omgivelseslufta. Støvet kan fordele seg på følgende mottakssteder:

- Mesteparten av støvet faller ned på området rundt knusestasjonen, og blir feiet opp og resirkulert eller deponert.
- Det støvnedfallet som ikke feies opp kan bli ført med overflatevannet, og mesteparten samlet opp i kummer.
- En rest av støvet fra oppsamlingskummene vil strøme ut i omgivelsene med avløpsvannet.
- Det støvet som ikke faller ned på området føres med vinden ut i omgivelsene.

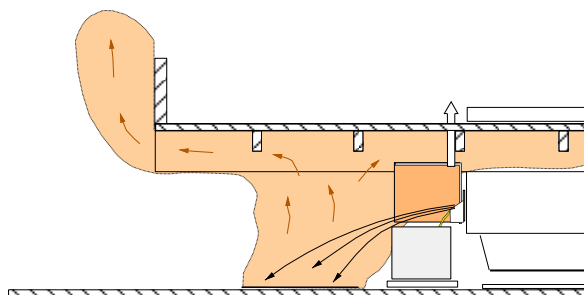
9.3 Måling av varme røykutslipp



Figur 9.6 Røykutslipp gjennom åpning i vegg.

Når utslippene er varme kan det være vanskelig å bruke metoden som er foreslått i det foregående kapittelet for å måle isoterme utslipp. Det kan være meget vanskelig å få målt lufthastighetene med anemometer eller støvkonsentrasjonen med filtermåling eller optisk måling. Videomåling er et alternativ, men teknologien er foreløpig underutviklet.

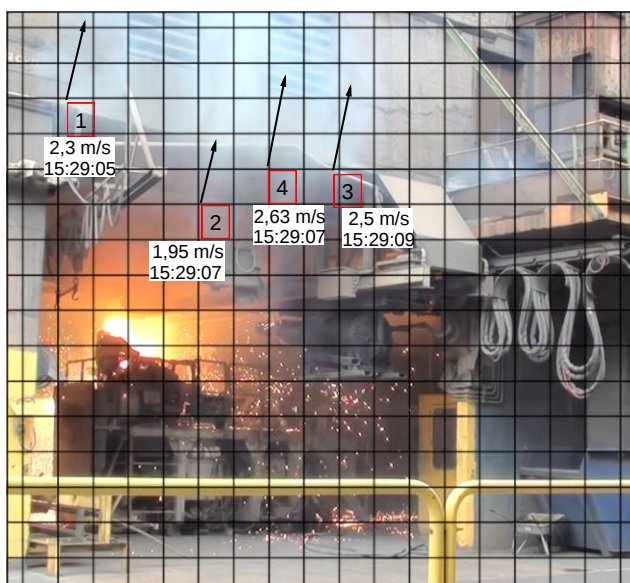
Eksempel. Et smelteverk har tappedørk som er åpen ut mot omgivelsene. Ved åpning av tappehullet hender det enkelte ganger at metalldråper og gass spruter ut av tappehullet. Metall i dråpene som faller ned på gulvet oksiderer med lufta omkring og danner røyk som stiger opp fra gulvet. Denne røyken fanges ikke opp av tapperøykavtrekket, og strømmer ut under taket og ut gjennom åpningen mot omgivelsene. Sprutingen og røykutviklingen varer i knappe 2 minutter.



Figur 9.7 Røyk fra metallsprut på gulvet ved åpning av tappehull.

9.3.1 Luftmengde

Luftmengden i utslippet ble i dette tilfellet bestemt ved en manuell videomålingsmetode. Ved å sammenlikne flere røykbilder fra et videoopptak med noen brøkdeler av et sekunds mellomrom ble lufthastighetene bestemt. Resultatet av en slik øvelse er vist nedenfor. Det er lagt et rutenett over videobildet. Rutestørrelsen er 0,5 x 0,5 meter. Middelet av fire hastighetene som er målt på denne måten er 2,3 m/s.



Figur 9.8 Lufthastigheter målt ved å følge røykutstrømningen på video. Utslippet startet kl. 15:28:57. Tidspunktet for observasjon av lufthastighetene er avmerket ved målepunktet.

Figur 9.9 viser et anslag for størrelsen av det arealet hvor røyken strømmer ut i omgivelsene. Beregning av luftmengden i røykutslippet er vist i Tabell 9.4.

9.3.2 Konsentrasjon i røyken

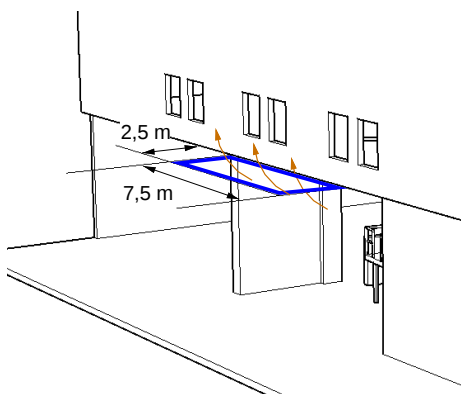
Støvkonsentrasjonen kan bestemmes med lignende metode som beskrevet i avsnitt 9.2.2, med forbehold om temperatur og metall-sprut hindringer. Støvkonsentrasjonen er i dette eksemplet mellom 10 og 100 mg/m³.

9.3.3 Utslipp

På grunnlag av luftmengden, den antatte støvkonsentrasjonen og varigheten av utslippet kan støvmengden beregnes.

Støvmengden er da mellom 50 og 500 gram pr. utslipp. Husk at dette utslippet skjer bare når ovnen er urolig, anslagsvis ved 20% av tappingene. Det er ca. 5000 tappinger pr. år. Dette gir en utslippsmengde på

mellom 50 og 500 kg/år.



Figur 9.9 Areal hvor røyken strømmer opp.

Tabell 9.3 Beregningstabell for lufthastigheter ved videomålingen på Figur 9.8.

Pkt	Antall ruter bevegelse	Lengde m	Tid				Δ tid sek	Hastighet m/s
			Start	1/25 s	Stopp	1/25 s		
1	2	1	15:29:05	2	15:29:05	13	0,44	2,27
2	5	2,5	15:29:07	0	15:29:08	7	1,28	1,95
3	6	3	15:29:09	0	15:29:10	5	1,20	2,50
4	4	2	15:29:07	0	15:29:07	19	0,76	2,63
Røykutslippet startet kl. 15:28:57						Middelhastighet		2,34 m/s

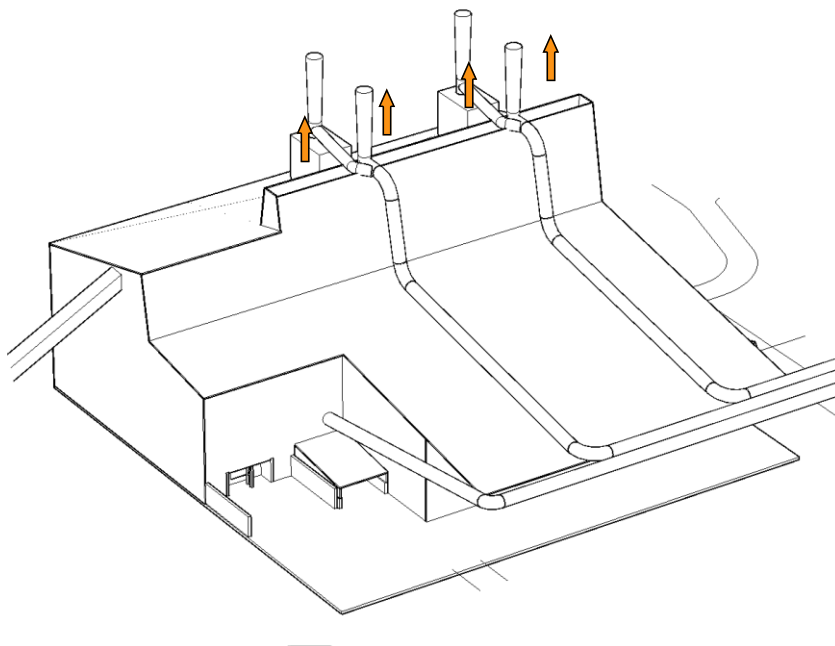
Tabell 9.4 Beregning av volum i røykutslippet.

Utslippsareal		Anslag	Usikkerhet
Lengde	m	7,5	± 2
Bredde	m	2,5	± 1
Areal	m ²	18,75	$\pm 2,24$
Hastighet	m/s	2,34	$\pm 0,4$
Volumstrøm	m ³ /h	157 950	$\pm 8 178$
Maks sannsynlig	m ³ /h	166 128	
Min sannsynlig	m ³ /h	149 772	
Varighet	min	2	
Volum			
Maks sannsynlig	m ³	5 538	
Min sannsynlig	m ³	4 992	

Tabell 9.5 Støvmengde pr. utslipp.

	Volum	Konsentrasjon		Støvmengde	
	m ³	mg/m ³		gram	
		Maks	Min	Maks	Min
Maks sannsynlig	5 538	100	10	554	55
Min sannsynlig	4 992	100	10	499	50

10 Utslipp fra ovnshus og prosessbygninger



Figur 10.1 Ovnshuset i modellverket.

Utgangspunktet for å bestemme utslippet fra et ovnshus er NS-EN 15259 «Luftundersøkelse. Måling av stasjonære utslipp. Målestrategi, måleplanlegging, rapportering og utforming av målested». Denne standarden er laget med tanke på måling i kanaler, og det er en rekke tillempninger som må gjøres for å benytte den for utløpet av taklyrer. I de følgende kapitlene er det belyst noen tillempninger som er blitt gjort i praktisk målearbeid i industrien.

Standarden beskriver følgende trinn i målearbeidet:

1. Undersøk jevnheten i utstrømningen gjennom utslippsåpningene.
2. Finn fordelingen av lufthastighet og temperatur i utløpsåpningene.
3. Finn ut om luftmengden varierer over tiden, og i tilfelle hvordan.
4. Finn fordelingen av konsentrasjon i utløpsåpningene.
5. Finn variasjonen i konsentrasjon over tiden.
6. Finn middelet av hastighet og konsentrasjon over tverrsnittet og over tiden.

Før man går i gang med målinger anbefales det å kontrollere med røykpatroner for jevnhet og stabilitet, at det ikke er uregelmessigheter i luftstrømmen, eller at det er tilbakestrømminger.

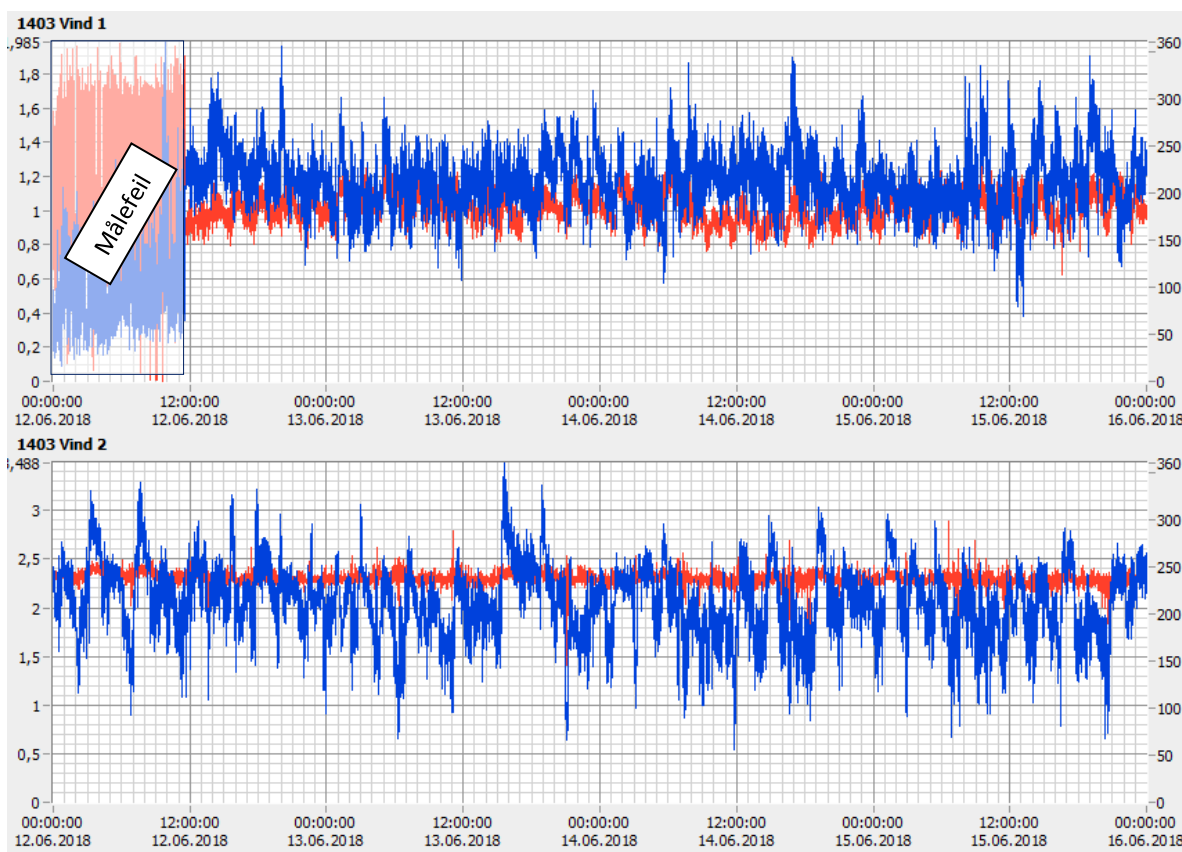
10.1 Generelt om luftmengdemåling i ovnshus

10.1.1 Middelverdi av volumstrøm

Erfaringer fra langtidsmålinger og teoretiske beregninger utført av Håkon Skistad har vist at så lenge varmeavgivelsen i bygget er konstant, og portåpninger og ventilasjonsåpninger ikke forandres, vil volumstrømmen (m^3/h) gjennom bygget være konstant. For ferrolegeringsverk vil varmeavgivelsen variere med prosessene i ovnshuset, og luftmengden vil variere tilsvarende. Korttidsmålinger (over en uke) av lufthastighet i et punkt i en taklyre viser at hastigheten fluktuerer mye:

- Det er vilkårlige fluktuasjoner som kan skyldes vind og tilfeldige endringer i bygget og virksomheten i ovnshuset.
- Det er variasjoner som følger varmeavgivelsen fra prosessene i ovnshuset.

Men middelverdien over lengre tid ser ut til å være konstant. Se kurvene i Figur 10.2.



Figur 10.2 Måling av hastigheter i to forskjellige punkter i en taklyre i et ferrolegeringsverk. Blå kurver er hastighet, røde kurver er temperatur.

I aluminiumindustrien er det gjort langtidsmålinger som viser at middelverdien av volumstrømmen er konstant hele året.

10.1.2 Luftmengdefastsettelse for ovnshus

Som første tilnærming kan man bruke konstant luftvolumstrøm (m^3/h) hele året, så lenge bygningen, portåpningene og varmeavgivelsen er omtrent konstant.

Dersom større nøyaktighet er ønskelig, kan det være aktuelt å overvåke luftmengden kontinuerlig vha. f.eks. ultralyd hastighetsmåler eller andre målemetoder.

10.1.3 Måling i utløpet eller inntaket

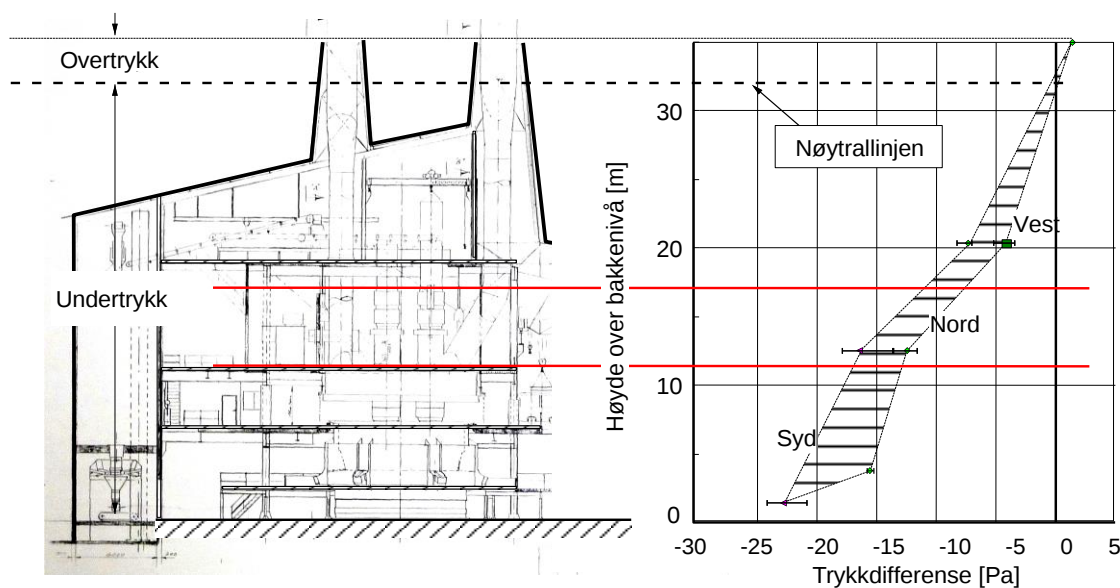
Som regel vil det være mest hensiktsmessig å måle luftmengden i taklyrene i bygg der ventilasjonen drives av oppdriften fra varmen i bygget. Hvis man måler luftmengden på innløpsiden, bør man være oppmerksom på følgende:

- Det bør være vindstille, eller så lite vind som mulig. Vindstyrken må være mindre enn lufthastigheten inn gjennom luftinntakene.
- Vær oppmerksom på hvor nøytrallinjen i bygget ligger, og få med alle åpningene som ligger lavere enn nøytrallinjen. (Nøytrallinjen er det nivået der trykket inne i bygget er det samme som trykket utenfor.) Se Figur 10.3.
- Pass på å få med luftmengdene i alle mekaniske ventilasjons- og avtrekksystemer. Sett opp luftbalansen for å finne hva som går ut av bygget som diffuse utslipp. Se eksempelet på Figur 10.4.
- Når luftbalansen settes opp må man ta hensyn til at temperaturen på innkommende og utgående luft er forskjellig, og regne luftmengdene i Nm^3/h .

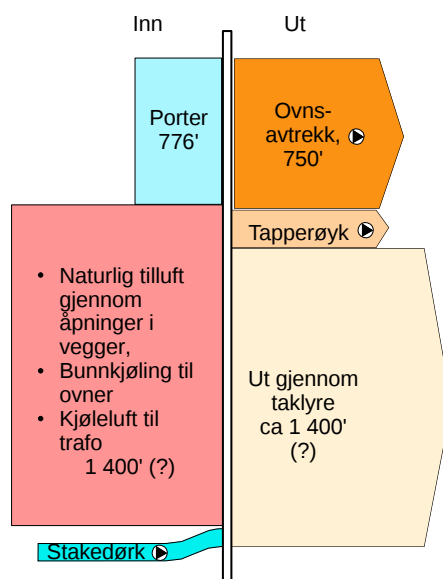
Eksempel: Måling i utløpsåpninger

Målinger som ble gjort under prosjektet Fume (se kapittel 13.1) ved Salten Verk i 2010 viste at det var undertrykk i ovnshuset helt opp til taklyren. I dette tilfellet var taklyrene definerte, og når nøytrallinjen ligger så høyt i bygget vil all lufta fra den naturlige ventilasjonen strømme ut gjennom taklyrene.

I et slikt tilfelle vil det derfor være mest hensiktsmessig å måle luftmengden i taklyrene.



Figur 10.3 Vertikal fordeling av trykkdifferenser mellom inne og ute. Målinger som ble gjort under prosjektet Fume ved Salten Verk i 2010

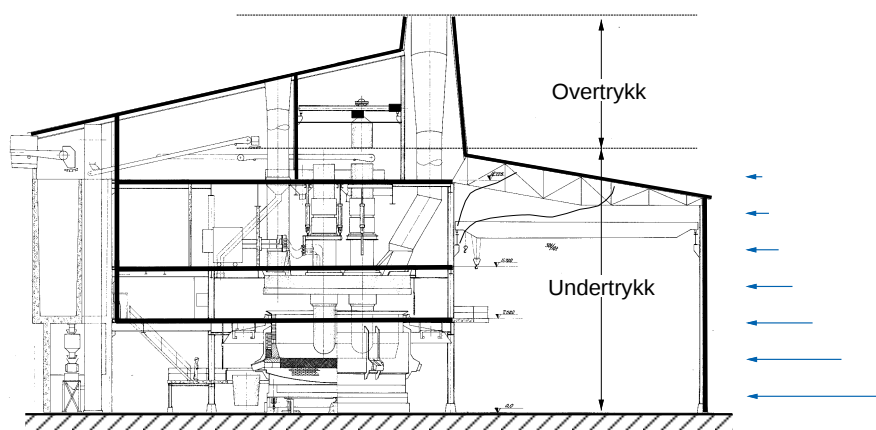


Figur 10.4 Antatt luftbalanse i ovnshuset (Nm^3/h).

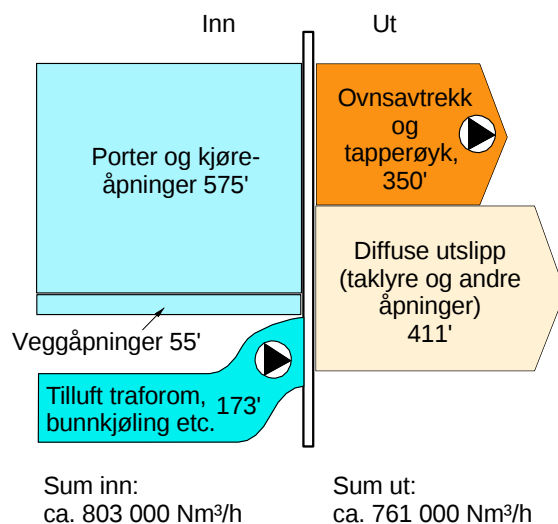
Eksempel: Måling i inntaks- og utløpsåpninger

I ovnshus der det ikke er klart definerte utløpsåpninger kan det være ønskelig å måle i innløpsåpningene. Et eksempel på dette er vist nedenfor. Observasjoner av røykutslippene fra ovnshuset viste at nøytrallinjen lå midt i en åpning i veggen. Se Figur 10.5.

I et slikt tilfelle kan man måle både i utløpsåpningene og innløpsåpningene, og vurdere luftbalansen som vist på Figur 10.6. Hvis avvikene er store bør man vurdere andre metoder, f.eks. sporstøvmetoden beskrevet i avsnitt 10.4.2.



Figur 10.5 Overtrykk- og undertrykksoner i ovnshuset basert på observasjoner av røykutslipp fra ovnshuset.



Figur 10.6 Antatt luftbalanse i ovnshuset.

10.2 Luftmengdemåling i bygninger med regelmessige utløpsåpninger

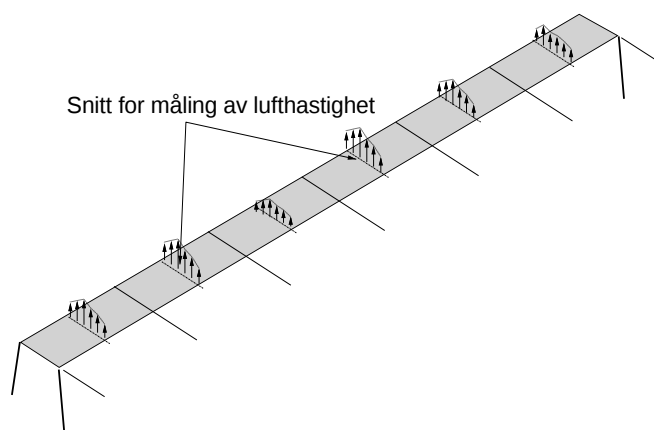
Prinsippet i standarden (NS-EN 15259:2007) er at man måler lufthastighet og konsentrasjon i et rutenett i utløpet, og finner middelerverdi over utløpsarealet og middelerverdien over tiden.

NS-EN 15259 angir krav til antall og plassering av målepunkter og gir anvisninger for antall prøvetakingspunkter i sirkulære og rektangulære utløpsåpninger. For taklyrer med utløpsareal større enn 2 m^2 sier standarden at det skal være minst 12 målepunkter totalt, og minst 4 punkter pr. m^2 . Når utløpsarealene er større enn 20 m^2 sier standarden at 20 målepunkter vanligvis er tilstrekkelig. Utløpsåpningene deles opp i et visst antall like store felter og det plasseres ett målepunkt i sentrum av hvert felt.

Det viktigste hensynet er å skaffe et godt bilde av hastighets- og temperaturprofilene på langs og på tvers av utløpsåpningen. Dette betyr at det kanskje må måles på betydelig flere enn 20 punkter. Det kan også bety at man ikke skal fordele målepunktene jevnt over utløpsarealet. Det er vanskelig å gi noe tall for antall målesnitt på langs eller tvers av en taklyre. Man må prøve seg fram, og hvis måleresultatet fra den første traverseringen ikke virker logisk, så må man måle en gang til med et større antall målesnitt inntil måleresultatet er troverdig.

10.2.1 Jevn fordeling av målepunktene

Vanligvis vil det være riktigst å plassere målepunktene jevnt fordelt over utløpstverrsnittet, som vist i Figur 10.7.

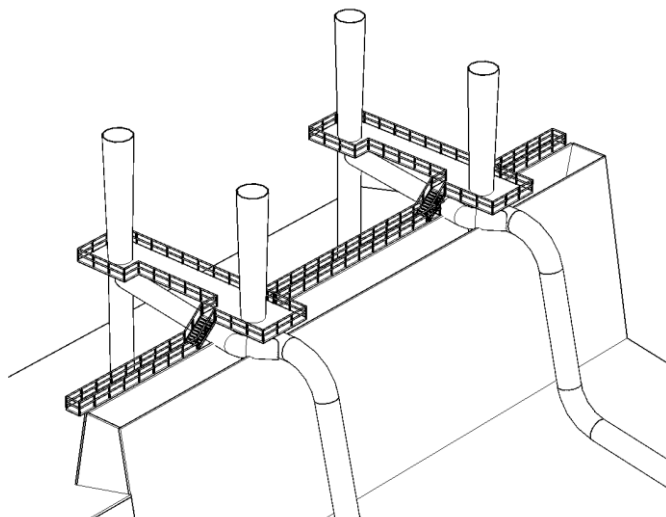


Figur 10.7 Eksempel på plassering av målepunkter for hastighet i en lang utløpsåpning i et ferrolegerings ovnshus.

10.2.2 Hindringer som krever spesiell plassering av målepunktene

Der det er spesielle hindringer i den utgående luftstrømmen må man studere strømningsmønsteret, og plassere målepunktene slik at man får et best mulig tall for

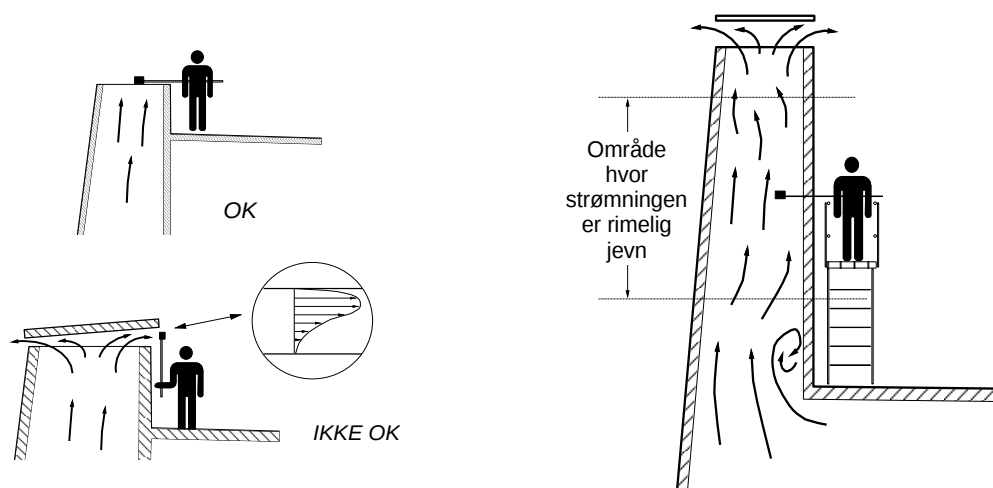
luftmengden. Et eksempel på dette er vist i Figur 10.8. Det er gitterrister i gulvet på gangveiene. Der disse går over utløpsåpningene bremses luftstrømmen. Avtrekkskanalene på tvers av taklyren forstyrrer også luftstrømmen. I tillegg kan varmen fra skorsteinene påvirke lufthastigheten.



Figur 10.8 Eksempel på lyre med hindringer som påvirker luftstrømmen.

10.2.3 Hindringer som krever spesiell plassering av måletverrsnittet

Der hvor det er et tak rett over utløpsåpningen vil utstrømningen få en ujevn hastighetsprofil, og man må unngå å måle i utløpet. Det beste er å finne et tverrsnitt hvor hastighetsprofilen er jevn. Se Figur 10.9.



Figur 10.9 Målinger må gjøres der luftstrømmen er jevn og stabil.

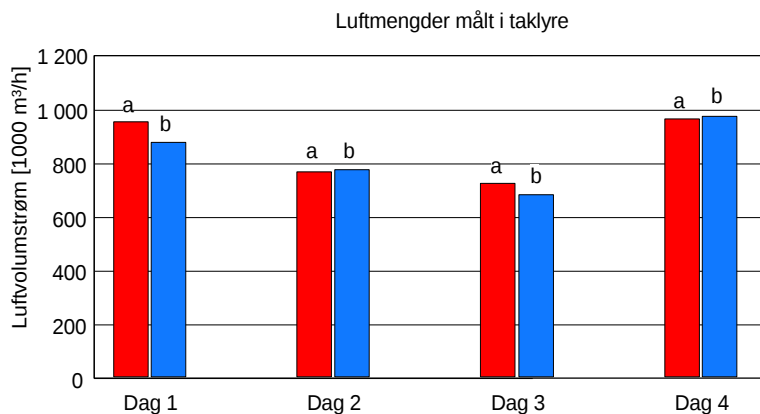
10.2.4 Middelverdien for luftmengdene

Selv om middelverdien av volumstrømmen over lang tid er konstant, vil luftmengde variere med tiden som følge av variasjoner i produksjonsprosessen og med vind rundt bygget. Typisk varighet av variasjonene er tiden det tar fra én operasjon i produksjonssyklusen til den neste. Men det vil også være variasjoner av lengre varighet. Dette må det tas hensyn til når luftmengdene måles og man skal finne en middelverdi.

Gjentatte traverseringsmålinger

En måte å finne en middelverdi på er å gjenta traverseringsmålingene flere ganger. Eksempelvis kan man gjøre to traverseringer etter hverandre, og så gjenta dette med noen dager mellomrom (Figur 10.10).

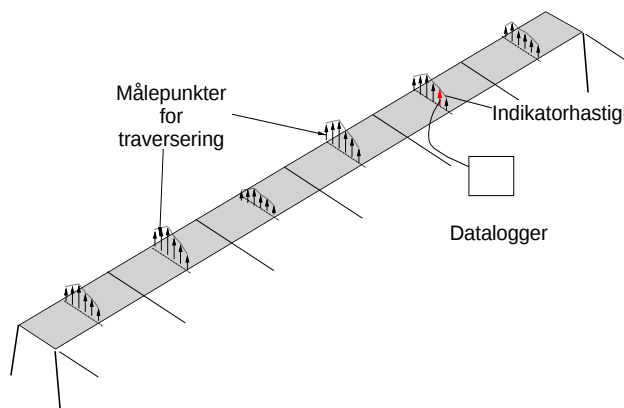
- To traverseringer rett etter hverandre vil gi en indikasjon på om målingene er repeterbare. Hvis måleresultatet ikke er like kan det tilsi at utstrømningen er så ustabil til at den ikke lar seg måle med rimelig nøyaktighet.
- Traverseringer med en eller flere dagers mellomrom vil vise om det er korttidsvariasjoner i luftmengden. Traverseringene bør gjentas med noen dagers mellomrom inntil man finner en middelverdi.



Figur 10.10 Illustrasjon av resultat fra gjentatte traverseringsmåling av luftmengder.

Bruk av indikatorhastighet

En ikke verifisert alternativ metode til gjentatte traverseringsmålinger er å logge lufthastigheten i et punkt («indikatorhastighet») og bruke denne som indikator på variasjonen i luftmengde. Dette er en metode som kan spare mye traverseringsarbeid.



Figur 10.11 Logging av indikatorhastighet i en taklyre.

Når luftmengden er funnet ved traversering kan man beregne den nominelle luftmengden (dvs. midlere luftmengde over lang tid) som følger:

$$q_{nominell} = \frac{\bar{u}_{nominell}}{\bar{u}_{traversering}} q_{traversering} \quad (10.1)$$

hvor

$q_{nominell}$ =	den nominelle luftvolumstrømmen i lyren [m ³ /h]
$q_{traversering}$ =	luftvolumstrømmen fra traverseringsmålingene [m ³ /h]
$\bar{u}_{nominell}$ =	midlere lufthastighet i loggepunktet målt over lang tid [m/s]
$\bar{u}_{traversering}$ =	midlere lufthastighet i loggepunktet målt i traverseringsperioden [m/s]

Følgende punkter må tas hensyn til når man velger loggeperiode:

- Loggingen må omfatte tidsrommet for traverseringsmålingene.
- Der hvor produksjonsprosessen er sykisk, som f.eks. ferrolegeringsverk, må loggingens varighet minimum være flere driftssykluser og så lang at man ser en middelerdi som repeteres.
- Der hvor produksjonsprosessen er kontinuerlig må loggeperioden være så lang at man ser måleverdiene fluktuierer omkring en konstant middelerdi.

10.3 Konsentrasjonsmåling

Konsentrasjonen i utslippsluften varierer ofte mer enn luftmengden. Man må regne med at konsentrasjonen er størst når luftmengden er størst, fordi både konsentrasjon og luftmengde øker når det foregår prosesser i ovnshuset som avgir forurensninger. Ideelt sett skulle man kontinuerlig målt både luftmengde og konsentrasjon.

10.3.1 Gravimetrisk konsentrasjonsmåling



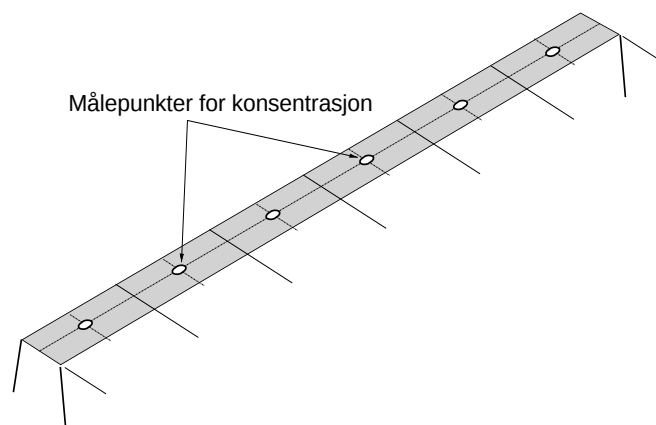
Figur 10.12 Prøvetaking av støvkonsentrasjon og støvsammensetning i taklyre.

Standardene foreskriver isokinetisk måling av støvkonsentrasjon. Ved måling av konsentrasjon av røyk i taklyrer vil det være umulig, og unødvendig, å prøve å oppnå isokinetisk måling. Lufthastighetene er lave og fluktuerer så mye at det er praktisk umulig å oppnå isokinetisk prøvetaking.

NS-EN 15259 regner med det samme antallet målepunkter for konsentrasjon som for lufthastighet. Dette fordrer imidlertid et meget stort antall konsentrasjonsmålere, og det kan derfor være nødvendig å forenkle. Om antallet kan reduseres avhenger av hvor jevn konsentrasjonsfordelingen i tverrsnittet er. Det er en fordel å ha en formening om hvordan konsentrasjonen fordeler seg over utløpsåpningen for å vurdere hvor omfattende målinger det er behov for å gjøre. Som en første tilnærming plasseres en konsentrasjonsmåler i en rekke som vist i Figur 10.13. Etter første måleserie vil man se om det er stort avvik mellom konsentrasjonen for hver måler. Dersom det er stort avvik må man vurdere å plassere målere tettere, eller på annen måte finne middelkonsentrasjonen.

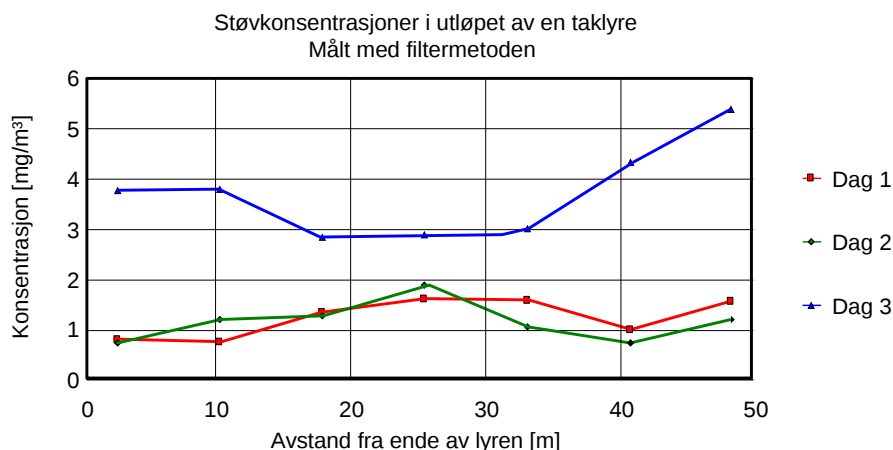
Prøvetakingsperioden bør generelt være så lang som mulig. Det er to minimumskrav som må stilles til prøvetakingsperiodens lengde:

- Prøvetakingen må være minimum mer enn lengden av to produksjonssykluser. Om nødvendig må man skifte filter i løpet av måleperioden.
- Prøvetakingsperioden må være så lang at det samles nok støv på filteret til at det kan veies og eventuelt analyseres.



Figur 10.13 Eksempel på plassering av målepunkter for konsentrasjon i en taklyre.

Når resultatene fra konsentrasjonsmålingene foreligger må man vurdere om målingene er troverdige, eller om det har oppstått en eller annen feil i prøvetakingen eller veiingen av filteret. En måte å vurdere dette på er å tegne opp konsentrasjonsfordelingen på langs av lyren og se om fordelingen er logisk, samt å vurdere om gjentatte målinger gir sammenliknbare resultater.



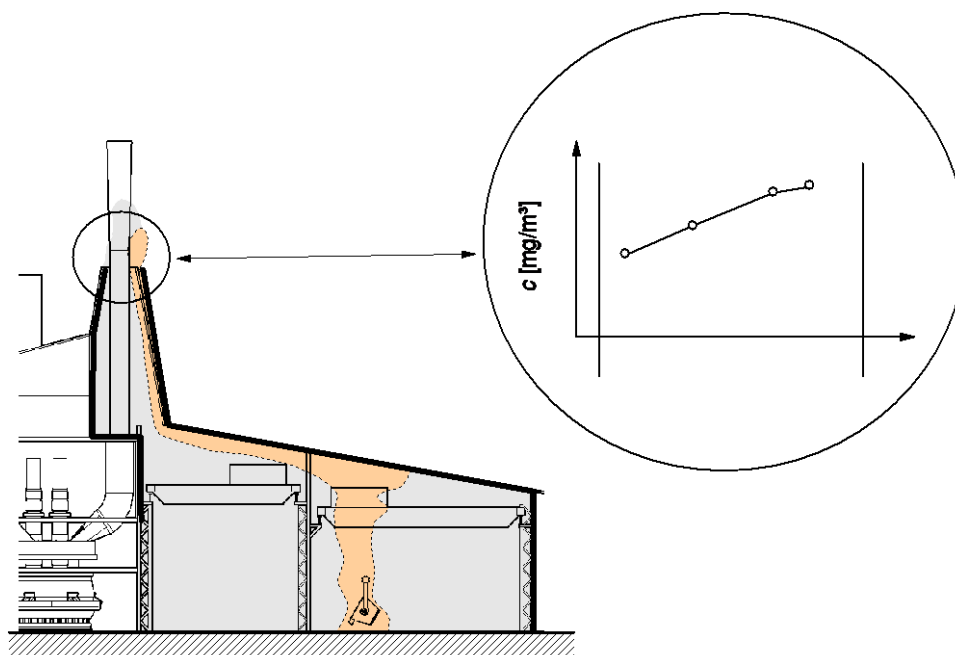
Figur 10.14 Fordeling av støvkonsentrasjoner på langs av en taklyre.

10.3.2 Variasjon over lengden av en utløpsåpning

Figur 10.14 viser støvkonsentrasjon som er målt i taklyren i et ovnshus. Målepunktene er plassert som vist på Figur 10.13. Målingene ble foretatt over tre dager, først to påfølgende dager og deretter en måned senere. Konsentrasjonene for de enkelte dagene viser en sammenhengende kurve. Konsentrasjonene på dag 2 er så lik de på dag 1 at de bekrefter hverandre. Konsentrasjonen på dag 3, som er en måned senere enn måling 1 og 2, er økt til det mangedobbelte, og fordelingen på langs av taklyren er annerledes. Alle målingene på dag 3 viser en sammenhengende fordeling på langs av taklyren. Men det kan være verdt å finne ut om det har vært noe i produksjonen som kan forklare forskjellen mellom dag 3 og dag 1 og 2.

Konklusjonen er at målingene virker troverdige, og at det er viktig å se nærmere på hvordan konsentrasjonene endrer seg over tiden.

10.3.3 Variasjon over bredden av en utløpsåpning

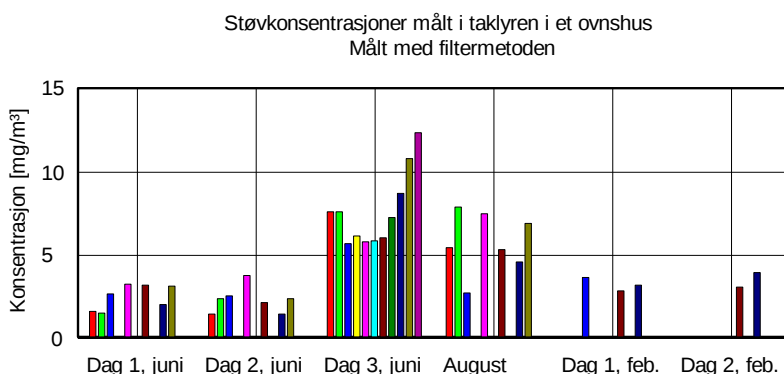


Figur 10.15 Fordeling av konsentrasjon på tvers av en taklyre.

En annen sak man skal være klar over er at konsentrasjonen kan også variere på tvers av taklyren. Men når taklyren er smal i forhold til lengden vil det som regel være tilstrekkelig å måle konsentrasjonen i sentrum av lyren, og bruke dette som middelerdien.

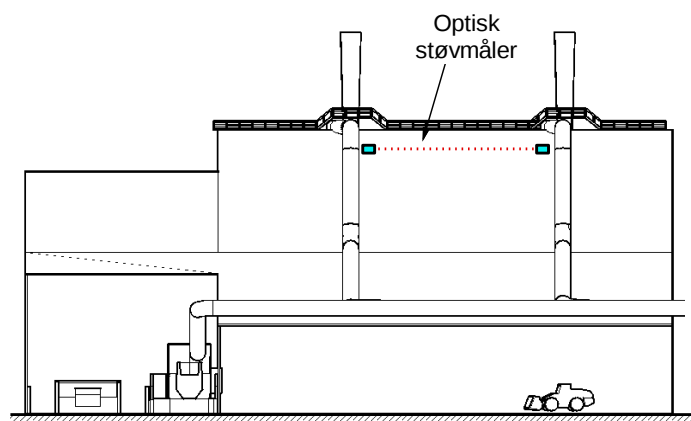
10.3.4 Variasjon over tiden

For å få et riktig bilde av utslippene må det gjennomføres konsentrasjonsmålinger flere ganger. Figur 10.16 viser et eksempel på konsentrasjonsmålinger som er foretatt gjentagende ganger i løpet av et halvt år. En av måledagene skiller seg ut ved ekstra høye konsentrasjoner, mens fire av måledagene har konsentrasjoner i omtrent det samme nivået. Unormalt høye eller lave verdier må vurderes om de skal tas med i middelerdien basert på prosessvurderinger og hvor ofte slike unormale verdier forekommer.



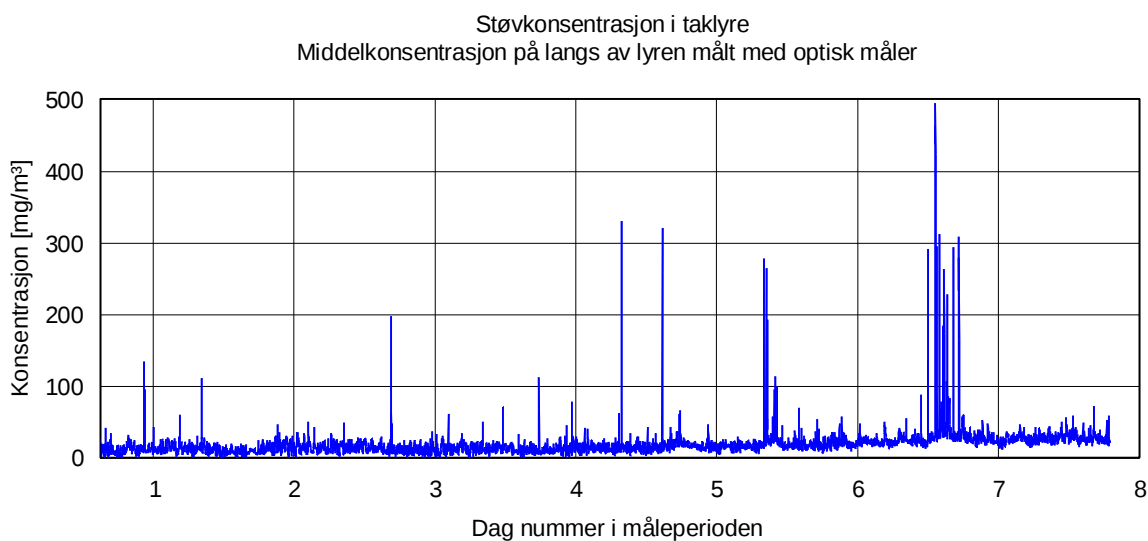
Figur 10.16 Eksempel på konsentrasjonsmålinger med filtermetoden i en taklyre på seks forskjellige dager i løpet av et halvt år.

10.3.5 Optisk konsentrasjonsmåling



Figur 10.17 Illustrasjon på en optisk støvmåler i taklyren i et ferrolegeringsverk.

Et alternativ er å beregne middelkonsentrasjonen over tid på grunnlag av optiske målinger. Dette er en god metode for å finne den virkelige middelkonsentrasjonen i utslippet. En fordel med kontinuerlig overvåkning er at alle perioder med unormale utslipp blir registrert. En av ulempene med denne type målinger er at målesystemene er ressurskrevende å kalibrere.

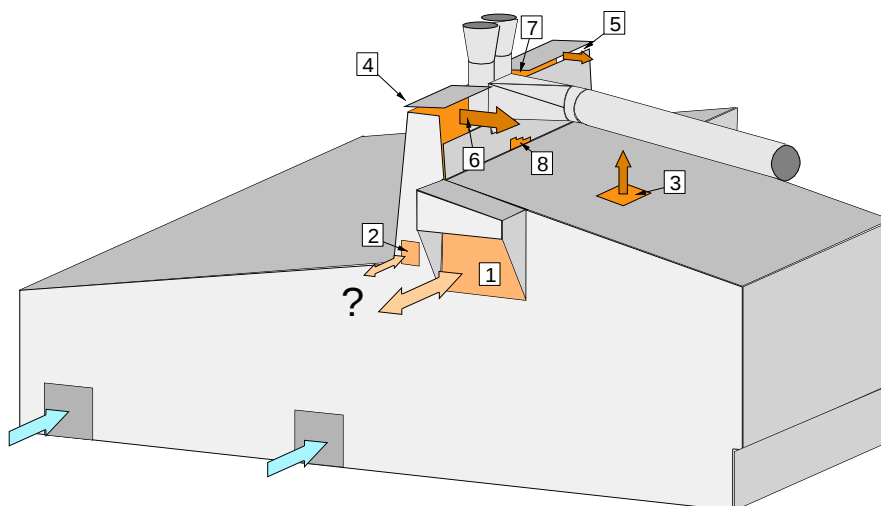


Figur 10.18 Optisk målte støvkonsentrasjoner i en taklyre i et ferrolegeringsverk.

10.4 Utslipp fra bygninger med uregelmessige utløpsåpninger

I tilfeller der utslippene skjer gjennom uregelmessige åpninger finnes det to metoder man kan prøve for å estimere utslippet.

- Basert på luftmengde i åpningene og støvkonsentrasjoner i åpningene eller inne i rommet.
- Sporstøvmetoden.



Figur 10.19 Ovnshuset som er brukt som eksempel.

10.4.1 Luftmengdemåling med anemometer

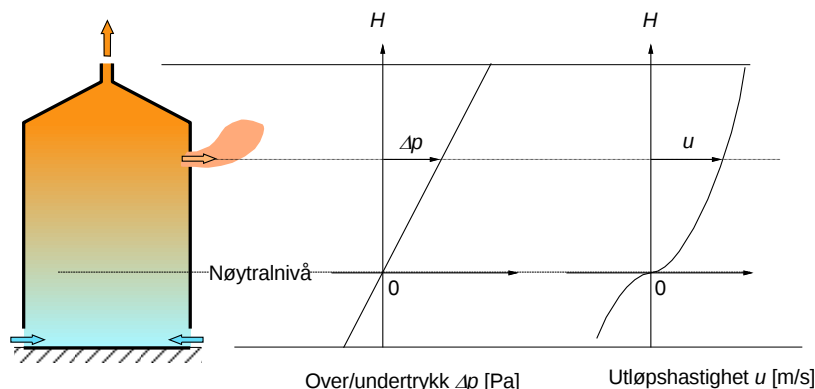
Luftmengdene bestemmes ved å måle lufthastighetene og arealene i åpningene der røyken sliper ut. Det kan også være hensiktsmessig å måle luftmengdene som strømmer inn gjennom porter og ventilasjonsåpninger, og sette opp en luftbalanse for ovnshuset.

Når man setter opp luftbalansen er det viktig å ta hensyn til temperaturen i luftstrømmene som går inn og ut gjennom vegger og tak, og ta med luftmengdene som tilføres og trekkes av mekanisk. Se avsnitt 10.1.3.

Første tilnærming for luftmengden. Når luftmengden er bestemt slik som beskrevet i det følgende, kan man som en første tilnærming bruke tallet for volumstrømmen som går ut av bygget (m^3/h) som en konstant størrelse.

Forbedret anslag for luftmengden. Logging av en indikatorhastighet kan gi informasjon om hvor mye luftmengden varierer over lang tid, og om tallet man har funnet bør korrigeres.

Ved måling av luftmengde i bygg med flere åpninger på ulike nivåer kan det være greit å ha en formening om hvilke lufthastigheter man kan vente. Det kan også hende at man må anta lufthastigheter der det ikke er mulig å komme til med måleinstrumenter.



Figur 10.20 Illustrasjon av hvordan trykk og lufthastighet gjennom åpninger i bygget varierer med høyden i bygget.

Teorien sier:

- lufthastigheten ut eller inn gjennom en åpning i veggen er lik for åpninger som er i samme høyden over bakken
- lufthastigheten varierer med kvadratroten av høyden over eller under nøytrallinjen. (Nøytrallinjen er det nivået der trykket inne i bygget er lik trykket utenfor bygget.)

NB: Når det blåser ute vil vindtrykket dominere over det termiske drivtrykket, så reglene ovenfor kan bare brukes når det er vindstille.

Eksempel. Figur 10.19 viser et ovnshus med mange uregelmessige åpninger. Røyken som ikke fanges opp av lokalavtrekk inne i hallen strømmet ut gjennom en taklyre med uregelmessig geometri og gjennom diverse større og mindre åpninger i tak og vegger.

Dette er et tilfelle hvor det ikke er helt klart hvor luften strømmet ut og inn. Ved å observere luftstrømningene med røykpatroner ble det konstatert at luften strømmet jevnt og stabilt ut gjennom alle takåpningene. Strømningsmønsteret gjennom utløpsåpningene i taket var så stabilt at man kunne måle lufthastighetene med vingehjulsanemometer. I veggåpningen (åpning 1) strømmet luften inn i nedre del og ut i øvre del.

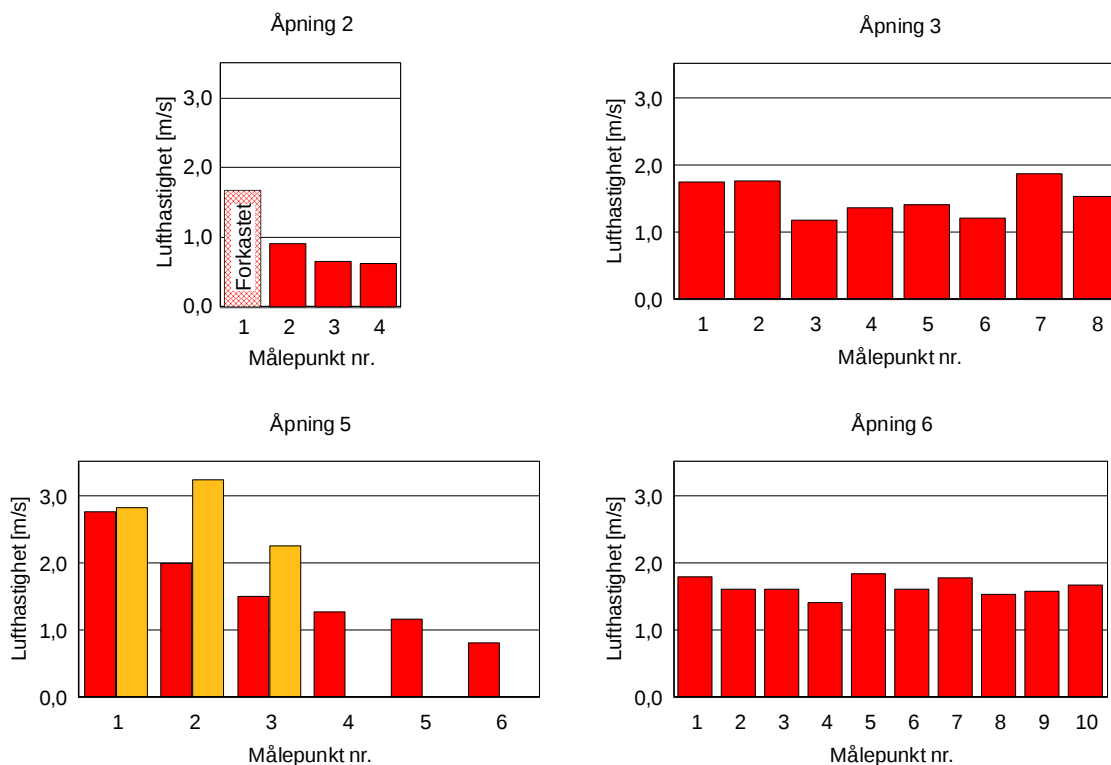
I åpning 3 var det mulig å komme til med traverseringsmålinger i et regulært rutenett. I åpning 2, 5 og 6 ble det tatt en del målinger ved å holde et vingehjulsanemometer på en stang, med målepunkter fordelt så jevnt som mulig over utløpsåpningen. Resultatene er vist i Figur 10.21.

Man kan gjøre følgende vurderinger av måleresultatene:

- Utstrømningshastigheten må ventes å være større dess høyere opp i bygget åpningen er. Dette er tilfelle i målingene; det er lavest utstrømningshastighet i

åpning 2, litt høyere hastighet ut av åpning 3 og størst hastighet ut gjennom åpningene på toppen.

- I åpning 5 er hastigheten størst i den ene enden av åpningen, og avtar mot den andre enden. Repetisjon av målingene i punktene 1 – 3 viser større hastigheter i pkt. 2 og 3, men innenfor rimelighetens grenser.



Figur 10.21 Hastighetsmålinger i utløpsåpningene.

I de øvrige åpningene var det vanskelig å komme til med målinger.

- Åpning 1: Luften strømmet ut i øvre del av åpningen, og inn i den nedre delen. Utstrømningsarealet er ca. halvparten av den totale åpningen, dvs. en høyde på ca. 3 meter. Man vurderte utstrømningshastigheten til å være lik som i åpning 2 pga. åpningens høyde i bygget. I tillegg vurderte man at man burde ha lagt mer arbeid i å finne hastigheten ut av åpning 1, fordi resultatet ga en utstrømningsmengde som utgjorde 14% av det totale.
- Åpning 2: Det første målepunktet er sannsynligvis feil, og ble forkastet. Middelet av de tre andre målepunktene brukes.
- Åpning 4, 7 og 8: Hastighetene antas å være i samme området som i de andre åpningene i nærheten.

Beregning av luftmengde er vist i tabellen nedenfor.

Tabell 10.1 Anslag for luftmengden gjennom takåpningene basert på målinger og på anslag av lufthastigheter i åpningene.

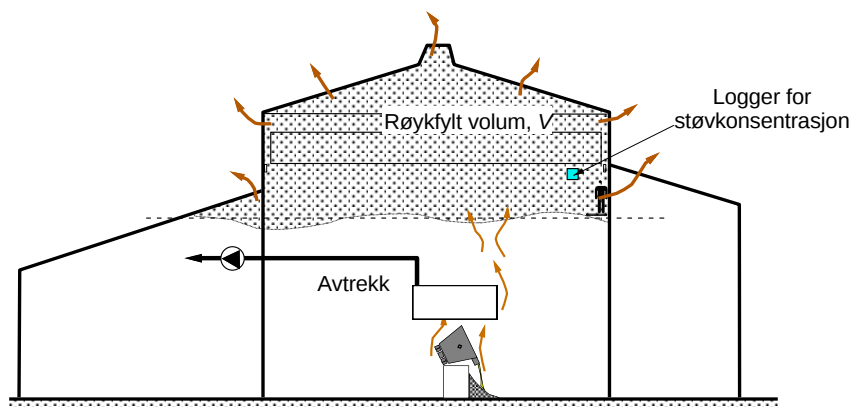
Åpn. nr.	Areal m ²	Middel-hast. m/s	Volumstrøm m ³ /s	Volumstrøm m ³ /h	Middel-temp. °C	Mengde-strøm Nm ³ /h	Lengde m	Bredde, Høyde m	Anmerkning	
1	27,0	0,75	20,3	72 900	32,5	65 155	9	3	Hastighet antatt	14%
2	5,0	0,73	3,7	13 140	32,5	11 744	2	2,5	Måling	2%
3	18,8	1,5	28,2	101 588	32,5	90 795	3,0	6,3	Måling	19%
4	6,4	1,5	7,5	27 090	32,5	24 212	32	0,2	Hastighet antatt	5%
5	5,0	1,5	7,5	27 090	32,5	24 212	12,5	0,4	Måling	5%
6	34,2	1,6	56,0	201 671	32,5	180 246	12	2,85	Måling	38%
7	7,2	1,5	11,1	39 830	32,5	35 598	2,5	2,87	Hastighet antatt	7%
8	9,4	1,5	14,5	52 043	32,5	46 514	6,25	1,5	Hastighet antatt	10%
						535 350	478 477			100%

10.4.2 Luftmengdeanslag basert på sporstøvmetoden

I noen bygg kan det være vanskelig å bestemme luftmengden ved måling i utløpsåpningene. Det kan skyldes åpningenes geometri eller tilgjengelighet, eller byggene kan ha så store utettheter at det ikke er mulig å bestemme utslippene ved å måle i utløpsåpningene.

En metode som er brukt tar utgangspunkt i en kjent teknikk fra ventilasjonsteknikken – «Sporgassmetoden» – hvor man fyller et rom med sporgass og deretter måler hvor fort gassen fortynnes. Ut fra fortynningshastigheten kan man beregne luftutskiftningen i rommet. I et smelteverk kan man prøve dette ved å bruke røyken fra prosessene som sporstoff og bruke video og visuell observasjon for å bestemme volumet som fylles opp av røyk. Fortynningen av støv i rommet logges så med en optisk støvmåler.

NB: Denne metoden har stor usikkerheten og kan ikke erstatte tradisjonelle luftmengdemålinger. Men i tilfeller der det er umulig å bruke andre metoder for å måle luftmengde kan dette være det beste alternativet.



Figur 10.22 Støpehall med mange åpninger hvor røyk slipper ut.

Gangen i undersøkelsene er som følger:

1. Plassér en støvlogger oppe i det volumet som blir fylt med røyk, og start loggingen.
2. Steng av lokalavtrekket, slik at det samler seg røyk oppe under taket.
3. Når det er blitt et passe stort røykvolum under taket, så stopp røykkilden. Enten ved å starte lokalavtrekket, eller ved at prosessen avsluttes og ikke avgir mer røyk.
4. Notér hvor stort røykvolumet var ved starten av forsøket. Her kan videoopptak være nyttig, men tegn også opp en skisse mens røyken observeres.
5. Stopp støvloggingen når røyken er strømmet ut og hent ut dataene.

I teorien kan man beregne luftvekslingstallet med formelen:

$$\lambda = \frac{1}{t} \ln \left(\frac{c(t)}{c_0} \right) \quad (10.2)$$

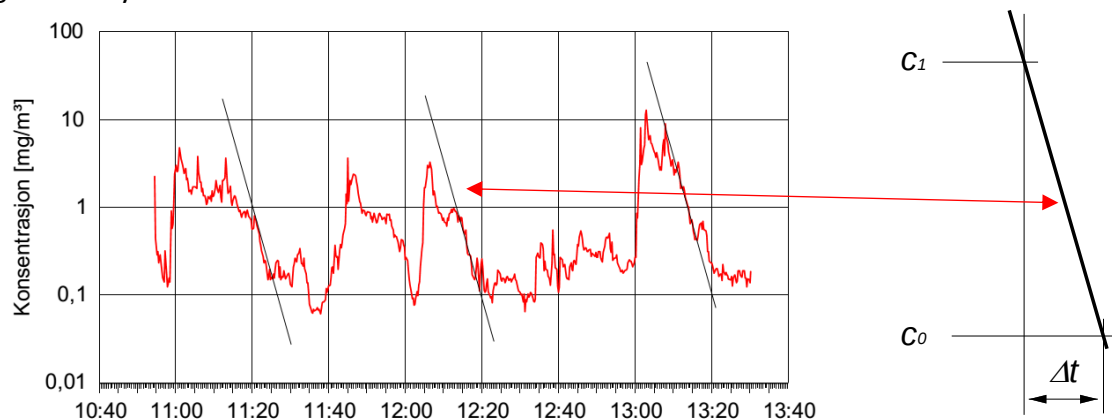
og luftmengden (volumstrømmen) blir:

$$q = \lambda V \quad (10.3)$$

hvor:

- c = støvkonsentrasjon ved starten av forsøket
- c_0 = støvkonsentrasjon ved slutten av forsøket
- Δt = tiden som forsøket tar [h]
- q = luftmengde [m^3/h]
- V = volumet som var fylt av røyk ved starten av forsøket [m^3]
- λ = luftvekslingstall [$1/\text{h}$]

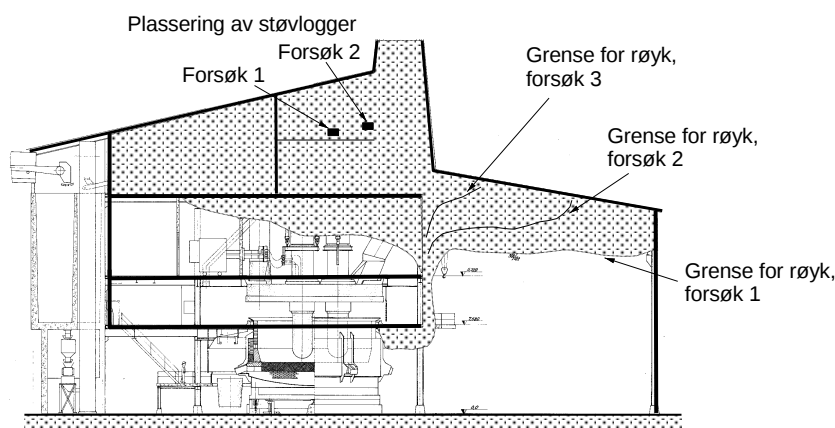
Når man skal finne luftvekslingstallet λ kan man tegne inn støvkurven i diagram med logaritmisk y-akse slik som vist i 10.23.



Figur 10.23 Eksempel på støvkurve med anslag av helning for å finne luftvekslingstallet λ .

Støvkonsentrasjonen oppe under taket måles under vanlig drift. Her kan man benytte filtermetoden, med en prøvetakingstid som er lang nok til å dekke flere produksjonssykluser.

Fortsettelse av eksempel fra Figur 10.19. Sporstøvmetoden har nok enda større usikkerhet enn metoden med å måle/anslå lufthastighet gjennom utløpsåpningene, men den kan bidra til å indikere om målingene gir meningsfulle verdier.



Figur 10.24 Røykfylte volumer ved sporstøvmetoden.

Under tre forsøk med sporstøvmetoden i et ovnshus ble tapperøykavtrekket stanset, og volumet under taket i ble fylt med røyk. Figur 10.24 illustrerer tverrsnittet av hvordan dette kan se ut og hvilket volum som ble fylt med røyk. Lengden av ovnshuset er estimert til 32 m. Volumene er gitt i tabellen nedenfor.

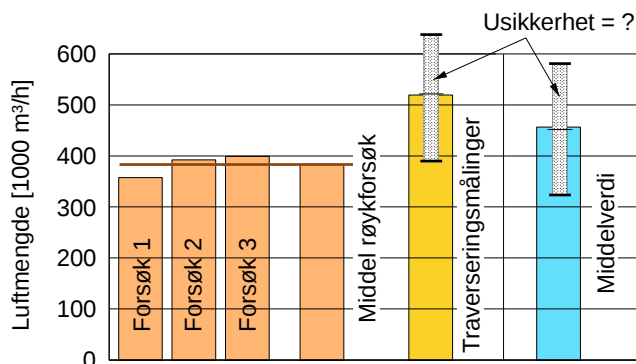
Tabell 10.2 Anslag av røykfylte volumer og beregning av luftmengde for diffuse utslipp.

	Volum m ³	Beregnet luftutskiftning			Temp. °C
		Vekslingstall /h	Volumstrøm m ³ /h	Mengdestrøm Nm ³ /h	
Forsøk 1	13 872	25,8	357 898	319 823	32,5
Forsøk 2	12 016	32,7	392 923	351 123	32,5
Forsøk 3	11 104	36,2	401 965	359 203	32,5
Middel			384 262	343 383	

Figur 10.25 illustrerer luftmengdene ved anslag/traversering og så med sporstøvmetoden.

Ved en endelig bestemmelse av middelveien for luftmengden kan man vurdere om man vil bruke alle tallene funnet for både traversering og ved sporstøv metoden. Hvis man gjør det for dette eksemplet så vil luftmengden bli 459 806 m³/h som avrundes til 460 000 m³/h (basert på 384 262 m³/h fra sporstøvmålingene og 535 350 m³/h fra traverseringsmålingene).

Legg merke til at enheten m^3/h brukes. Dette er i henhold til teorien om at volumstrømmen er konstant, uavhengig av utetemperaturen. Mengdestrømmen, dvs. Nm^3/h , varierer med utetemperaturen.

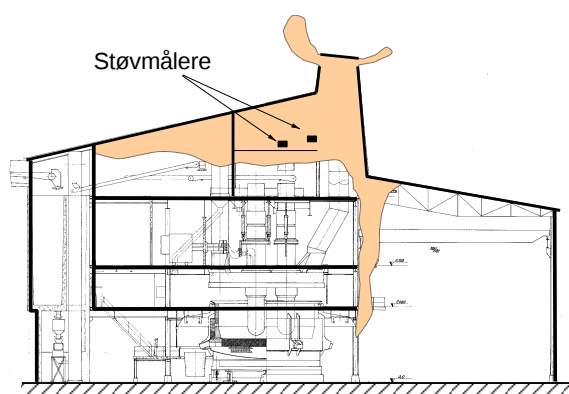


Figur 10.25 Sammenlikning av luftmengdemålingene.

10.4.3 Konsentrasjonsmåling

Det beste er å måle konsentrasjonen i åpningen der lufta strømmer ut. Hvis dette ikke er mulig, f.eks. fordi det er mange åpninger, eller de ikke er tilgjengelige, så kan det være riktig å måle konsentrasjonene på flere steder inne i ovnshuset, innenfor utslippsåpningene. Dersom konsentrasjonene er relativt like, kan man bruke middelkonsentrasjonen for all utslippsluften. Hvis konsentrasjonen variere mye, må man måle på steder som gir et best mulig tall for utslippet gjennom de forskjellige åpningene.

I dette tilfellet ble det observert at røyken kom opp fra tappesonen og fra ovnstoppen rundt elektrodene. Røyken samlet seg under taket i den øverste etasjen og så ut til å blande seg godt. Dersom røyken er godt blandet under taket før den strømmer ut vil det være den samme konsentrasjonen i røyken som strømmer ut av alle åpningene.



Figur 10.26 Støvmålerne var plassert høyt oppe i ovnshuset.

Konsentrasjonen vil variere med tiden, og det gjelder det samme her som er anført i kapittel 10.3 for konsentrasjonsmåling i rektangulære lyrer.

For å undersøke dette og måle støvkonsentrasjonen i lufta ble det plassert tre filterstøvmålere på gangveier høyt oppe i den øverste etasjen. Målerne var fordelt fra den ene endeveggen til den andre. Prøvetakingen skjedde samtidig over noen timer, dvs. den dekket mange driftssykluser. Konsentrasjonene i de tre målerne varierte med $\pm 25\%$ rundt en middelerdi, og var $4,3 \pm 1,1 \text{ mg/m}^3$.

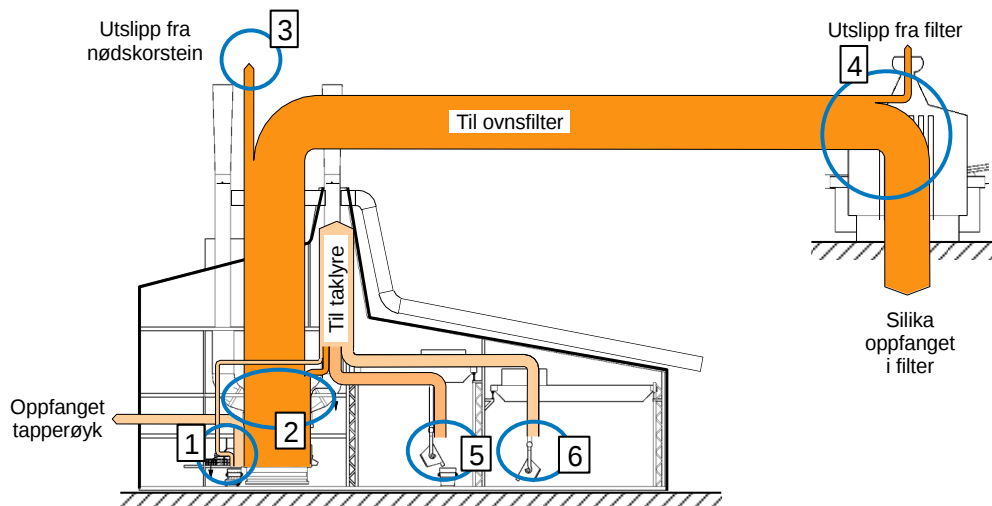
10.4.4 Utslippsmengde

Tabell 10.3 Beregnet mengde diffuse utslipp fra ovnshuset.

Luftvolumstrøm	460 000 m ³ /h
Konsentrasjon	4,3 mg/m ³
Mengdestrøm	1,98 kg/h
Driftstimer pr. år (98% oppe-tid)	8 585 h/år
Utslipp pr. år	17,0 tonn/år

10.5 Modell for å estimere diffuse utslipp fra en prosess eller et ovnshus

Kapittel 10.5 er skrevet av Lars Nygaard, repr. for Finnjord AS.



Lokasjon 1 – Tappesonen

Tappeområdet i et Si/FeSi verk vil ofte være en dominerende kilde til diffuse utslipp i ovnshallen. Det er to parametere som er helt sentrale ved beregning/estimering av diffuse utslipp av støv fra tappeområdet:

- **Tappestøv generert** (kg støv/tonn tappet)
- **Tappeavsugets effektivitet** (% andel av tapperøyk som fanges i et separat tapperøykfilter eller i ovnsfilteret)

Lokasjon 2 – Ovnstoppen

Utslipp fra ovnstoppen vil normalt være et resultat av ustabil drift hvor røyk kan blåse ut fra under ovnshetta. Noe røyk vil også kunne unnslippe rundt elektrodegjennomføringen.

Lokasjon 3 – Nødskorsteinen

Noen ovner i normal drift vil kunne ha små diffuse utslipp rundt nødskorsteinspjeldet.

Lokasjon 4 – Ovnfilteret

Alle ovner er tilkople et ovnsfilter som det finnes to typer av; overtrykks- eller undertrykksfilter
Overtrykksfilter: Selve filteret er regulert som punktutslipp. Små lekkasjer mellom vifter og filterposer vil kunne lekke noe avgass/støv som defineres som diffuse utslipp og kan ha en støvkonsentrasjon på ca. 5 gram/Nm³.

Undertrykksfilter: Når viftene står etter filteret lages det undertrykk i filteret. Eventuelle lekkasjer mellom filter og vifter vil ikke gi utslipp, men kun medføre innsuging av ren luft.

Lokasjon 5 og 6 – Aktiviteter i tappehallen

Aktiviteter som overhelling, raffinering, utstøping o.a. vil bidra med diffuse utslipp i ovnshallen. I det enkelte verk vil det for hver av de aktuelle aktivitetene være logisk å etablere to faktorkategorier:

- **Generering av støv per aktivitet og per tonn.**
- **% av generert støv som oppfanges av et eventuelt støvavsug.**

Figur 10.27 Illustrasjon av støvflyten fra prosess til oppfangning og beskrivelse av diffuse utslipp til luft som er vurdert i modellen for typisk Si/FeSi-verk. Materialkildene er kvarts og reduksjonsmidler.

I alle Si/FeSi-smelteverk er det logisk at rapportering av diffuse utslipp fra ovnshus og tappehall primært blir basert på målinger i ventilasjonsåpningene. Men i alle verk er det ventilasjonsåpninger som er mer eller mindre vanskelige å måle på grunn av komplisert geometri og fordi både lufthastigheter og støvkonsentrasjoner ofte kan variere over åpningen som måles. Dessuten kan målinger flere steder bli påvirket av både vindretning og vindstyrke. Figur 10.27 angir hvor i ovnshuset typiske diffuse utslipp kan oppstå.

Hensikten med denne modellen er ikke å erstatte målinger, men å etablere et sideregnskap for diffuse utslipp som i en del situasjoner vil kunne gi et nyttig korrektiv til foretatte målinger. Modellen tar utgangspunkt i en ovn som produserer Si/FeSi med et silisiumutbytte på 88 %. Figur 10.28 viser materialbalansen i en slik prosess.

Input	Output	
Råvarenes totale innhold av SiO ₂	88 % Si-utbytte til produsert Si/FeSi	
	12 % går til	11,70 % av Si oppfanges som støv i posefilter
		0,08 % av Si ut nødkorstein som punktutslipp
		0,02 % av Si ut gjennom posefilter som punktutslipp
		0,20 % av Si til diffuse utslipp og diverse tap

Figur 10.28 Materialbalansen i en typisk Si/FeSi prosess

Tapsposten på 0,2 % til diffuse utslipp og diverse tap er så liten at selv om mange av output-strømmene er bestemt med stor sikkerhet så kan de ikke brukes til å bestemme størrelsen på tapsposten. I modellen estimeres derfor dannelsen av støv i % av en kjent strøm av støv eller som gram støv per tonn flytende Si/FeSi som gjennomgår en støvdannende aktivitet.

Denne modellen baseres på at ovns produksjon i tonn og % Si-utbytte er kjent. Dermed er % totale tap gitt og dette tapet omregnes til tonn ren SiO₂ som normalt utgjør mellom 92 % og 98 % av støvet. Det er litt variasjon basert på hvilket produkt som produseres, men resten er stort sett oksider av Al, Ca, Fe, Mg, Na og K. Innholdet av karbon ligger gjerne mellom 0,5 % og 2 %, mens innhold av tungmetaller og PAH er minimalt.

Tonn støv ut fra ovnstoppen er ganske nøyaktig bestemt ved utveiling fra ovnsfilteret og dermed har modellen grunnlag for å beregne hvor stor % av de totale tap dette støvet representerer. Ovnens totale tap minus tap gjennom ovnstoppen blir da tapet fra tapping og videre håndtering av Si/FeSi.

Tapspostene i et Si/FeSi-verk er så ulike av natur at den % av tapet som blir til diffuse utslipp vil kunne variere mye. Derfor må tre ulike parametere estimeres for hver enkelt tapspost/aktivitet:

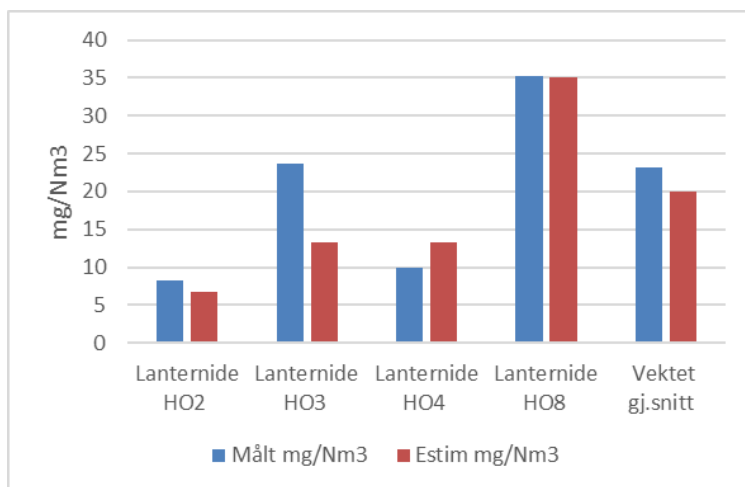
1. Tap av Si/SiO₂ estimert som gram SiO₂ per tonn Si/FeSi håndtert
2. Effektivitet av et eventuelt røykavsug (% oppfanget)
3. Avsetning til oppsop av unnsloppet støv (% avsatt)

Diffust utslipp er kg SiO₂ som unnslipper røykavsug og som ikke blir avsatt til oppsop.

Modellen summerer så opp tonn diffuse utslipp fra hver enkelt støvdannende aktivitet i ovnshus og tappehall. For å kunne estimere støvkonsentrasjonen ut fra verket krever modellen at brukeren også for hver enkelt ovn estimerer ventilasjonsluft gjennom verket i form av Nm³/tonn tappet. Dermed er både totale tonn diffuse utslipp og gjennomsnittlig mg/Nm³ for ovnshus og tappehall estimert.

For den enkelte ovn %-fordeles tonn diffuse utslipp og tilhørende ventilasjonsluft mellom de ulike ventilasjonsåpningene. Slik estimerer modellen et sideregnskap for diffuse utslipp som er uavhengig av målinger utført i ventilasjonsåpningene.

I Figur 10.29 vises et eksempel på sammenligning av målte og estimerte støvkonsentrasjonsverdier i ventilasjonsåpninger og totalt for verket.



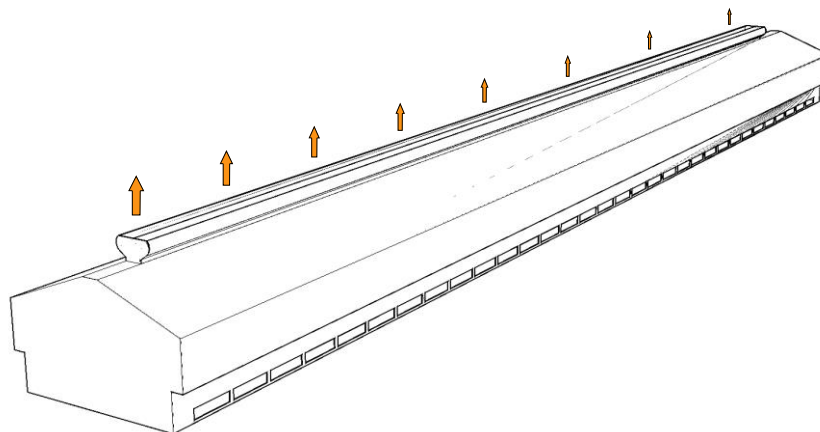
Figur 10.29 Eksempel på sammenligning av målte og estimerte støvkonsentrasjoner i fire ulike ventilasjonsåpninger i et Si-verk.

Vider estimeringer av tungmetaller og PAH andeler i de diffuse utslippene gjøres ut ifra eksisterende kjemiske analyser eller kunnskap om utslippsstrømmene. (NB. En rekke verk i Norge har også nylig vært med på et forskningsprosjekt for å øke kunnskapen om PAH distribusjonen og variasjonen i industrielle utslippskilder [62].)

Denne modellen inngår nå i et felles miljøregnskapsprogram som brukes av Elkem Rana, Finnfjord og Wacker Chemical.

11 Utslipp fra elektrolyse- og proseshaller

Luftmengdemåling og konsentrasjonsmåling i elektrolysehaller er inngående studert gjennom prosjekter som Aluminiumindustriens Miljøsekretariat (AMS) gjennomførte i årene 2008 – 2012 og som har samletittelen «Harmonisering av målemetoder for utslipp til luft fra elektrolysehaller». Dette kapitlet baserer seg i stor grad på resultatene fra AMS-prosjektet.



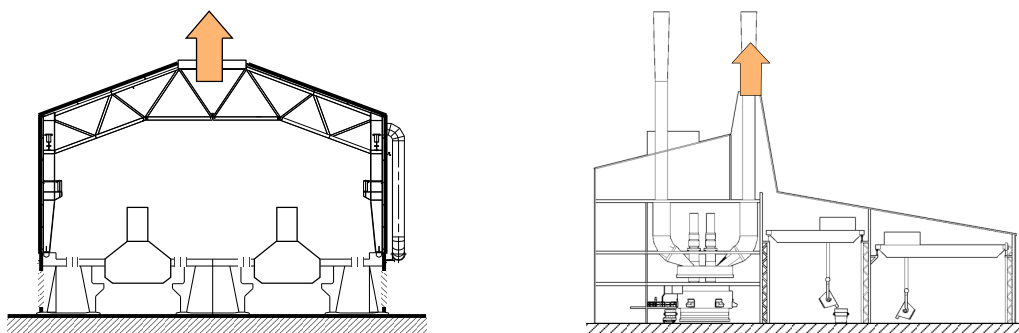
Figur 11.1 Elektrolysehall.

Utgangspunktet for kartlegging av utslipp fra elektrolysehaller er NS-EN 15259, det samme som er anført i kapittel 10.1 for utslipp fra ovnshus. De forskjellige verkene har til dels meget forskjellige utforminger av taklyrene. Her behandles luftmengdemålinger for de forskjellige utformingene hver for seg.

11.1 Luftmengder i haller med oppdriftsdrivet ventilasjon

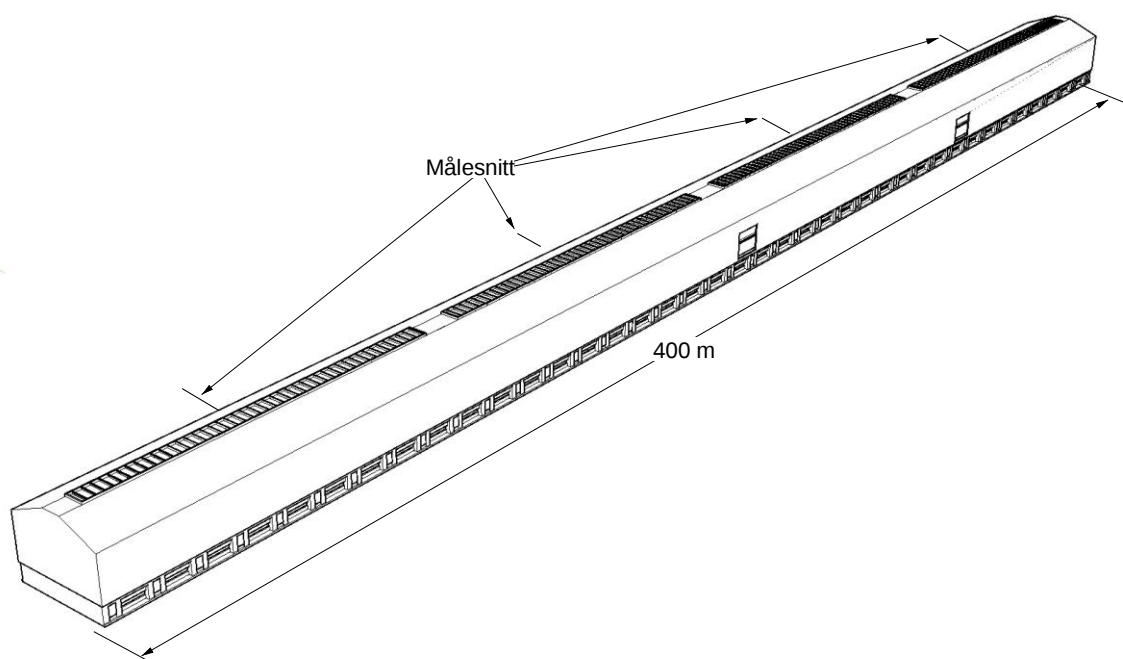
I ovnshus og elektrolysehaller med naturlig (oppdriftsdrivet) ventilasjon, dvs. taklyrer e.l., har erfaringer fra langtidsmålinger vist at luftmengden (volumstrømmen) er tilnærmet konstant, uavhengig av utelufttemperaturen når bygningsgeometrien er uendret og varmen fra prosessen er konstant. Bakgrunnen for påstanden er erfaringer gjort av Håkon Skistad i noen undersøkelser ved enkelte bedrifter.

Luftmengden påvirkes av om portene er åpne eller ikke, og av varmeoverskuddet inne i bygget. Spesielt om vinteren, når folk lukker sjalusier og porter for å holde varmen, så reduseres luftmengden. Når varmeavgivelsen fra prosessen inne i ovnshuset varierer, så varierer luftmengden ut. Prinsippet for fastleggelse av luftmengder blir derfor at man må legge et grundig arbeid i å bestemme luftmengden én gang, og deretter bare justerer for endringer i varmeavgivelse fra cellene eller for endring i ventilasjonsåpningene (Belyst i Kapittel 10).



Figur 11.2 Middelverdien av luftvolumstrømmen (m^3/h) over noen døgn er konstant, hele året, uavhengig av utetemperaturen.

11.2 Lengdeveis plassering av målepunkter for hastighet



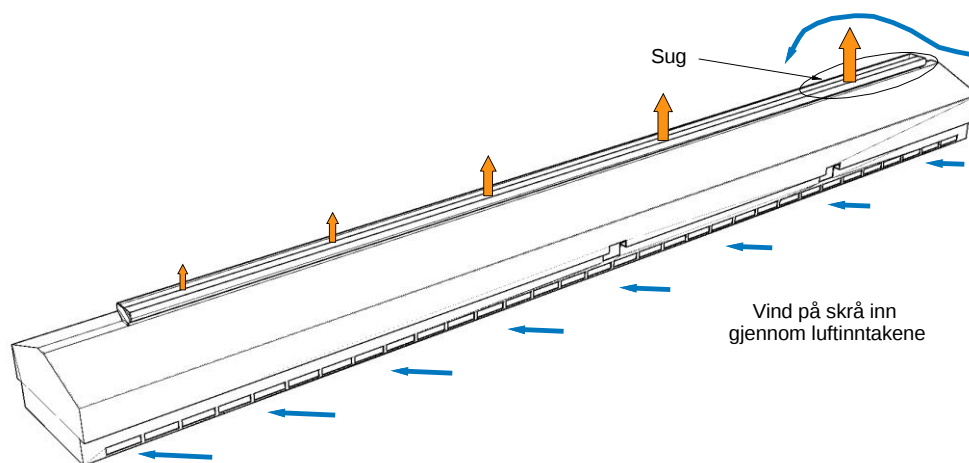
Figur 11.3 Plassering og antall av målesnitt ved traversering i taklyren.

Elektrolysecellene danner en tilnærmet kontinuerlig rekke på langs av hallene, og utslippene på langs av hallene vil være omtrent konstant. For haller med langsgående taklyrer vil det derfor være tilstrekkelig med et begrenset antall måletverrsnitt på langs av hallen.

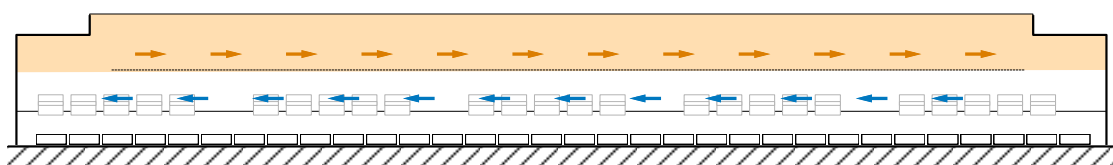
Ett snitt pr. maks 100 meter, og minst 4 snitt totalt pr. hall er prøvd med godt resultat.

11.3 Hallvinder

11.3.1 Langsgående hallvinder



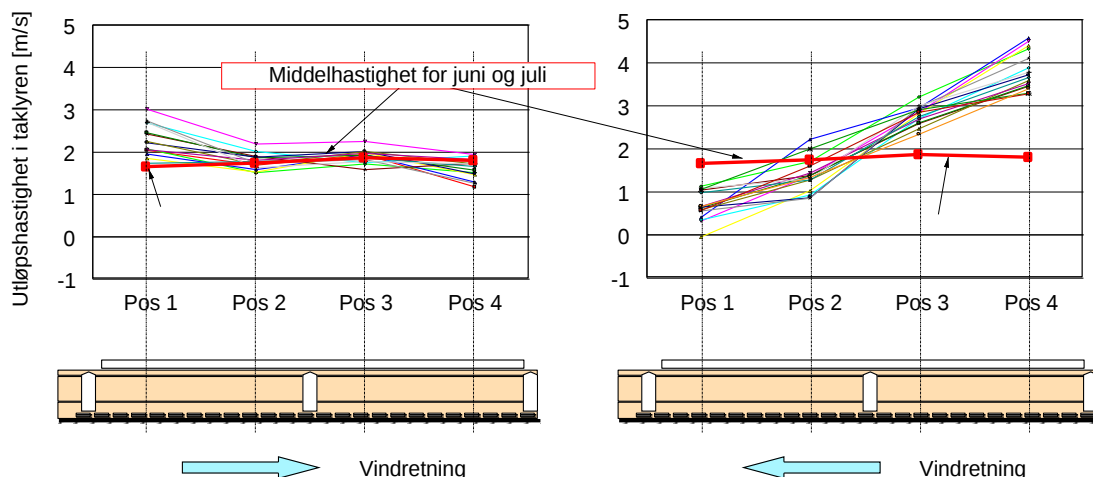
Figur 11.4 Vind kan lage sug over taket i oppvinds-enden av hallen, og blåse luften med vinden gjennom luftinntakene.



Figur 11.5 Langsgående strømmen inne i hallen. Medvinds ved gulvet og motvinds under taket.

Vind på langs av en elektrolysehall kan forskyve luftutstrømningen fra den ene enden til den andre. Figur 11.6 illustrerer noen målinger av dette fenomenet. Lufthastighetene i taklyren ble målt med ultralyd hastighetsmålere på fire steder fordelt langs lyren. Det viste seg at luftmengden forskjøv seg slik at det strømmet mest luft ut av den enden av hallen som var opp mot vinden.

Når vindretningen snudde, så snudde også skjevfordelingen. Middelverdien for luftmengden i hele hallen så ut til å være omtrent konstant. Man tror foreløpig at hallvind-effektene har liten påvirkning på middelverdien for hele hallen.



Figur 11.6 Langsgående vinder forskyver luftmengden mot oppvinds-enden av hallen.

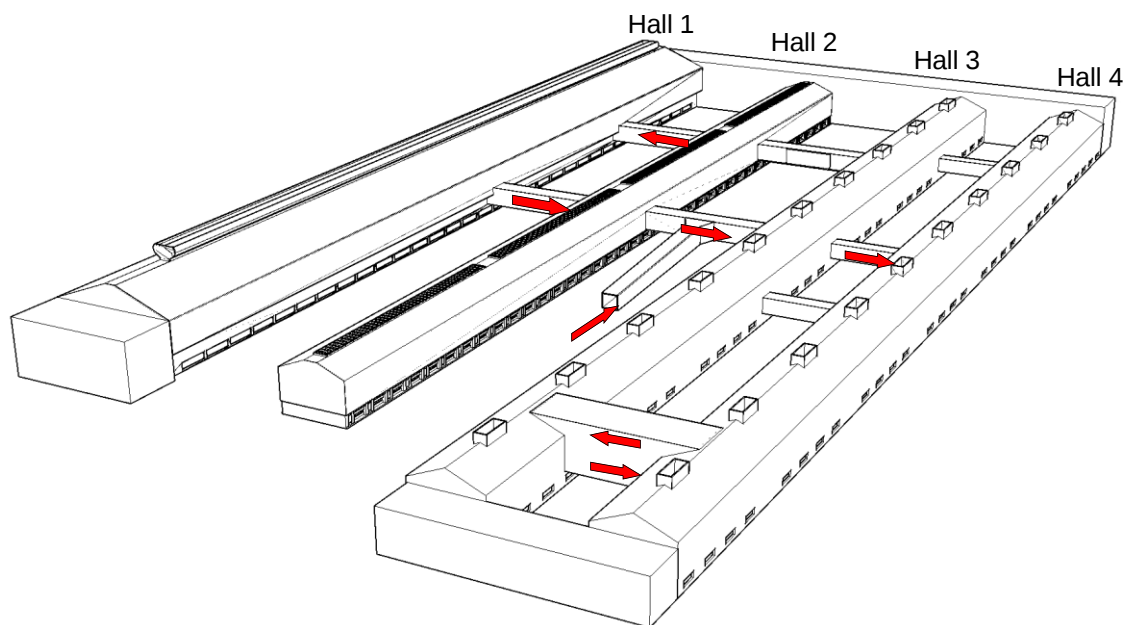
11.3.2 Tverrvinder mellom sammenkoblede haller

Når haller koples sammen med tverrganger vil det kunne oppstå tverrstrømmer mellom hallene, som illustrert i

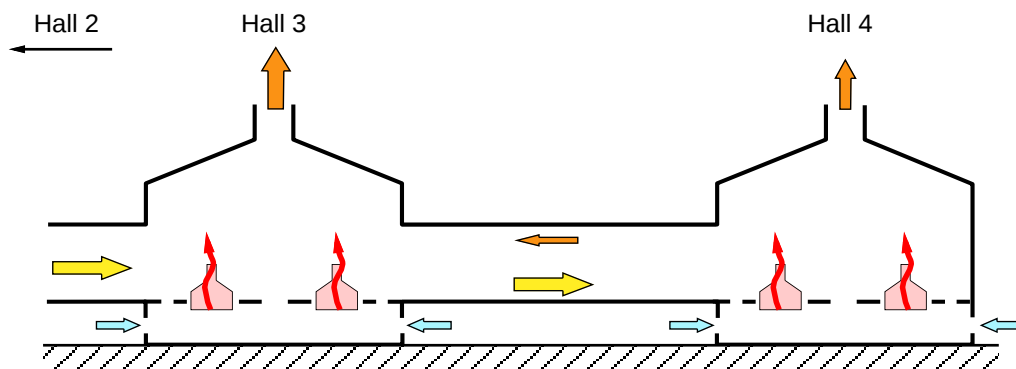
Figur 11.7. Dette kan skyldes trykkforholdene mellom hallene, f.eks. at nivået for nøytraltrykk ikke ligger på samme høyde i to tilknyttede haller. Vind vil også bidra til tverrvinder mellom hallene.

Elektrolysehallene og tverrforbindelsene er et komplisert strømnings teknisk system med mange åpninger i ulike høyder. Det er oppdriften i varmluften fra ovnene og vinden utenfor hallene som driver strømmingen i systemet. Dette er illustrert i Figur 11.8.

Ubalanse i utslippene. Tverrstrømmene medfører at forurensninger fra en hall (f.eks. hall 3) kan strømme over til nabohallen på den ene siden (hall 4), mens den mottar friskere luft fra den andre siden. På den måten kan utslippet i hall 4 være større enn utslippet i hall 3, selv om produksjonen og forurensningskildene er identiske. Når vindretningen skifter, eller når porter eller spjeld i luftinntakene endres, kan forholdene skifte, slik at utslippene er større i hall 3 enn i hall 4. Når man måler utslippene fra sammenkoblede haller, må man være oppmerksom på disse effektene.



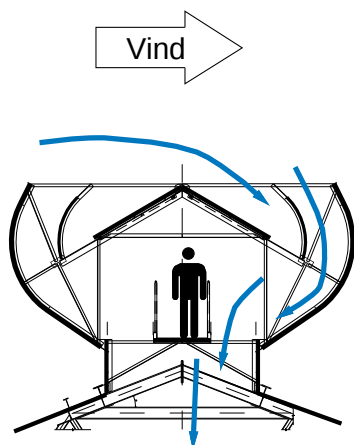
Figur 11.7 Når haller koples sammen kan det oppstå tverrstrømmer mellom hallene. Vindvær vil øke sannsynligheten for tverrvinder.



Figur 11.8 Luftstrømmer og oppdriftskrefter i elektrolysehallene.

11.4 Om jevnhet i luftutstrømningen

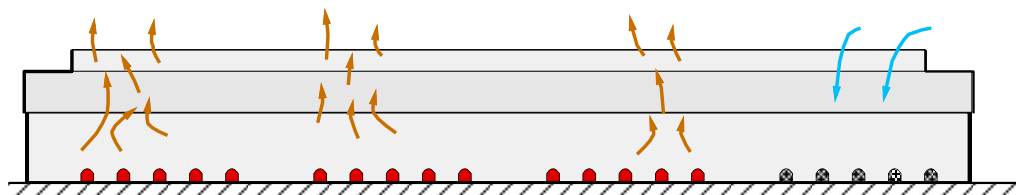
NS-EN 15259 angir en prosedyre for å undersøke jevnheten i utstrømningen, dvs. hvor jevnt fordelt hastighet og konsentrasjon er over tverrsnittet i utstrømningen. Dette er en prosedyre som ikke er brukbar til måling av utslipp i taklyrer. Ved målinger i felten må man hele tiden kontrollere at lufthastighet og eventuelle støvkonsentrasjoner er så jevne og stabile at målingene blir gode nok. Nedenfor er det listet opp en del punkter som bør tas i betraktning. Det kan være nyttig å dokumentere observasjoner med bruk av røykpatroner og video.



Figur 11.9 Kontrollér at luften i måletverrsnittet strømmer rette veien, og at utstrømningen er stabil. Vind kan forårsake omvendt strømningsretning. Foto: Håkon Skistad

Noen sjekkpunkter:

- Vind: Det må være så svak vind at luften strømmer stabilt ut der den skal strømme ut. Dersom vinden skaper fluktuerende luftstrømning ut og inn bør man vente til en dag med mindre vind. Dersom det «alltid blåser», må man ta så mange gjentakende målinger at man finner en rimelig gjennomsnittsverdi.
- Porter: Notér hvilke porter som står åpne og hvilke som er lukket. Ta gjerne bilder av fasadene for dokumentasjon
- Ustabilitet pga. ubalanse i innløpsåpninger og utløpsåpninger: Det kan forekomme, gjerne om vinteren, at luftinntakene er så strupet at utstrømningen i utløpsåpningene er ustabil.



Figur 11.10 Ubalanse i luftutstrømningen når utløpsåpningene er mye større enn innløpsåpningene.

Her er det viktig å sjekke med røyk hvor luften går ut og hvor den kommer inn. Finn ut hvilke arealer som luften slipper ut av.

Når utløpsåpningene i taket er mye større enn arealet av luftinntak og porter ved gulvet kan trykkfallet over luftinntakene bli så stort at det strømmer luft ned gjennom taklyren i stedet for inn gjennom luftinntakene. Sannsynligheten for dette er størst når varmeavgivelsen er konsentrert i den ene enden av rommet, som illustrert på Figur 11.10.

Ved måling av luftmengder traverserer man utløpet med vingehjulsanemometer på tvers av utløpets lengderetning. Det tas et tilstrekkelig antall målepunkter, jevnt fordelt over bredden av utløpsåpningen til at man får kartlagt hastighetsprofilen over målesnittet.

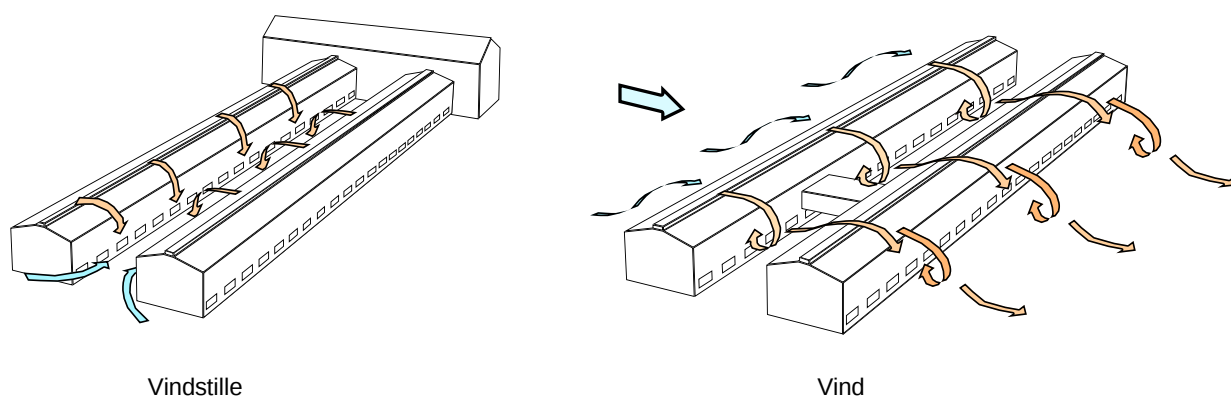
NB: Et vingehjulsanemometer skiller ikke mellom oppadgående og nedadgående luftstrømmer. Dersom strømningsretningen fluktuerer så vil et vingehjulsanemometer vise for stor middelhastighet. Dette problemet kan løses ved å unngå å måle i vindvær. En annen løsning er å bruke et instrument som skiller mellom luftretningene, som f.eks. en ultralyd hastighetsmåler.

11.5 Resirkulasjon av utslipp

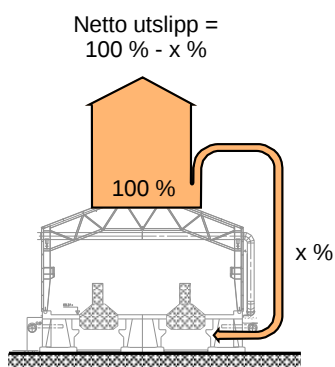
Undersøkelser som AMS (Aluminiumindustriens Miljøsekretariat) har foretatt viser at det i mange tilfeller forekommer at noe av utløpsluften strømmer tilbake til bakken og blir trukket inn i luftinntakene.

Når man kartlegger utslipp bør man vurdere om det kan være resirkulasjon av betydning. Dette kan man undersøke ved å ta stikkprøver av forurensningskonsentrasjon i luftinntakene. Dersom stikkprøvene viser at det er resirkulasjon kan det være aktuelt å undersøke dette nærmere, og evt. kvantifisere resirkulasjonen.

Netto utslipp som rapporteres vil være det som er målt i utløpet minus det som kommer tilbake inn gjennom luftinntakene.



Figur 11.11 Vind og bygningsgeometri kan forårsake resirkulasjon av utløpsluft tilbake til luftinntakene.



Figur 11.12 Resirkulasjonen må trekkes fra når utslippet beregnes.

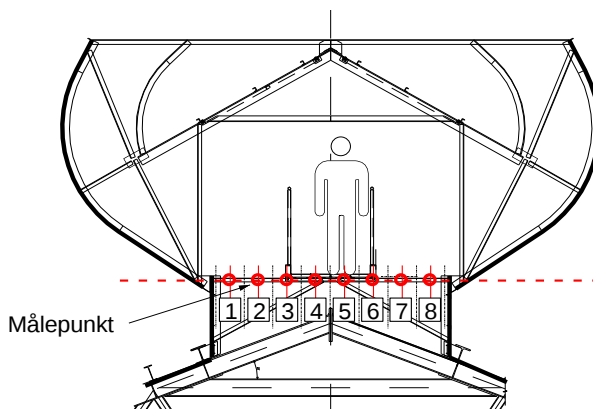
11.6 Luftmengdemåling i tulipan taklyrer



Figur 11.13 Elektrolysehall med tulipan taklyre. Foto: Håkon Skistad

11.6.1 Plassering av målepunkter på tvers av utløpsåpningen

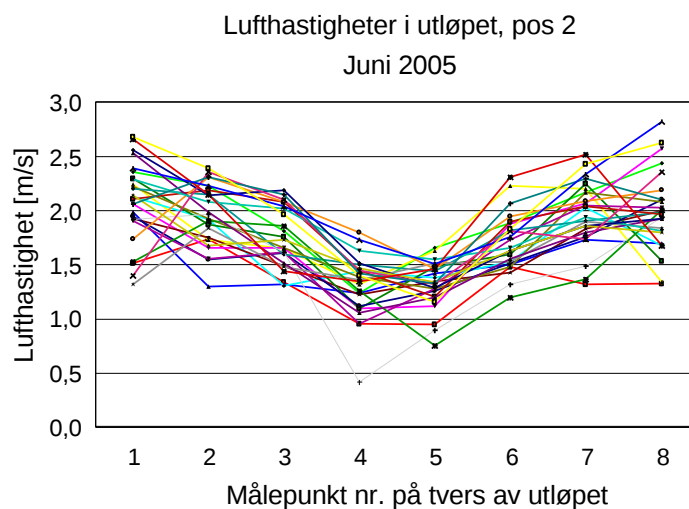
Hastighetsprofilen på tvers av utløpsåpningen vil være ujevn pga. geometrien i utløpet. Derfor bør det være mange målepunkter fordelt på tvers av utløpsåpningen. Åtte målepunkter har vist seg å gi et godt bilde av hastighetsprofilen. Der hvor det er gitterrist i gangveien plasseres målepunktene jevnt fordelt over utløpsåpningen. Der hvor gangveien er tett plasseres målepunktene i det åpne arealet.



Figur 11.14 Plassering av målepunkter i et målesnitt på tvers av utløpsåpningen.

11.6.2 Eksempel på måleresultat

Figur 11.15 viser resultatene fra traverseringsmålinger av hastighet i en tulipan taklyre. Traverseringene ble foretatt tre ganger i løpet av et år, med målinger sommer og høst. Målingene i hvert av målesnittene varte litt over en halvtime. De fleste målinger synes å gruppere seg rundt en gjennomsnitts-profil. Figur 11.15 viser hvordan måleverdiene i ett målesnitt varierte over tiden under målinger i juni 2005.

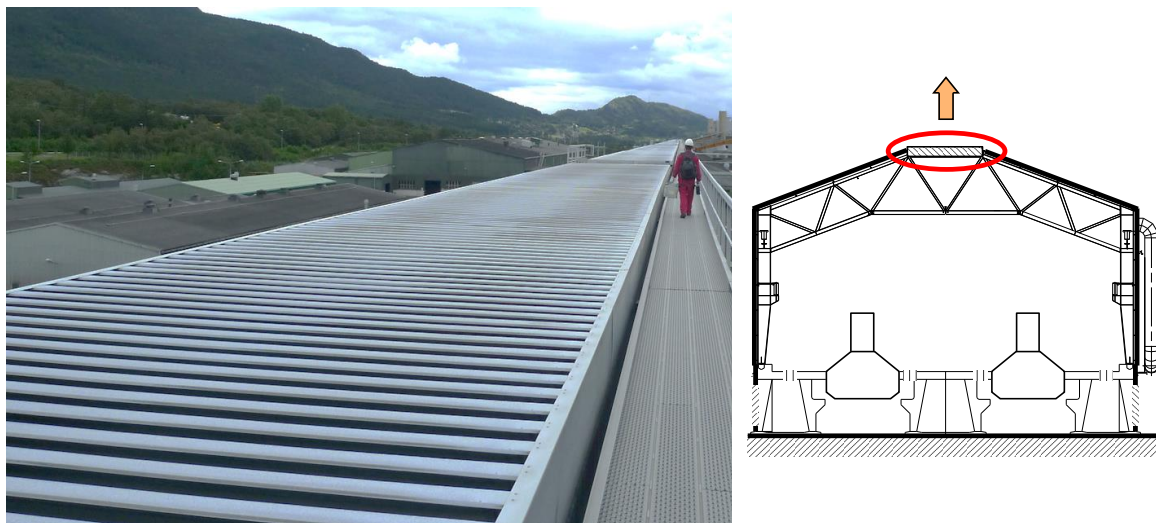


Figur 11.15 Hastigheter målt i målesnitt 2 (pos 2) på Figur 11.6.

11.7 Luftmengdemåling i labyrintutløp

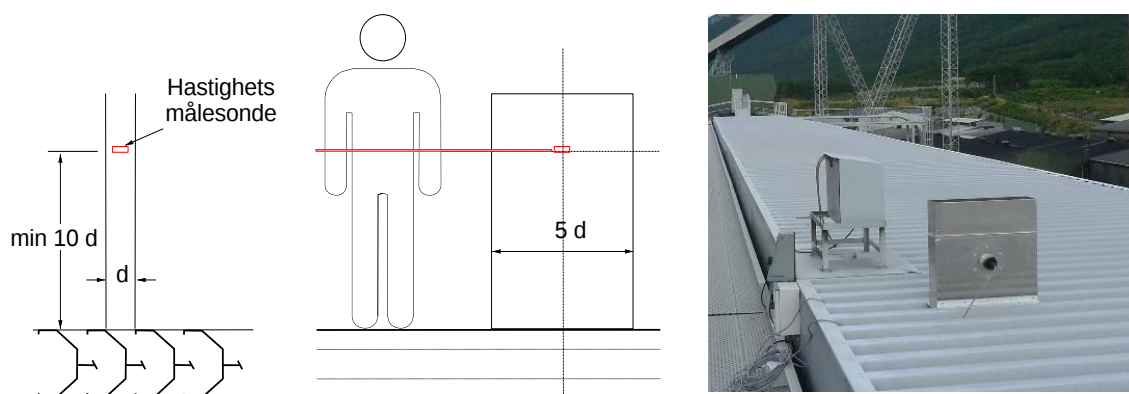
11.7.1 Manuell traversering

En type takåpninger som brukes i bl.a. elektrolysehaller er labyrint-åpninger. En fordel med disse er at de slipper ut luft gjennom takåpningen, men hindrer regn i å slippe gjennom. Når labyrintene er utført i aluminium slipper de også mye lys inn i hallene. En ulempe er at det lett blir resirkulasjon av utslippsluften.



Figur 11.16 Labyrintutløp i taket i en elektrolysehall. Foto: Håkon Skistad

Ved måling av lufthastighet gjennom labyrintutløp må det benyttes målekasser som retter luftstrømmen. Et eksempel på målekasse er vist på Figur 11.18. Et eksempel på en mindre målekasse er vist på Figur 11.17. Målekassene må flyttes langs åpningen i labyrinten slik at man får dekket hele labyrintens lengde.



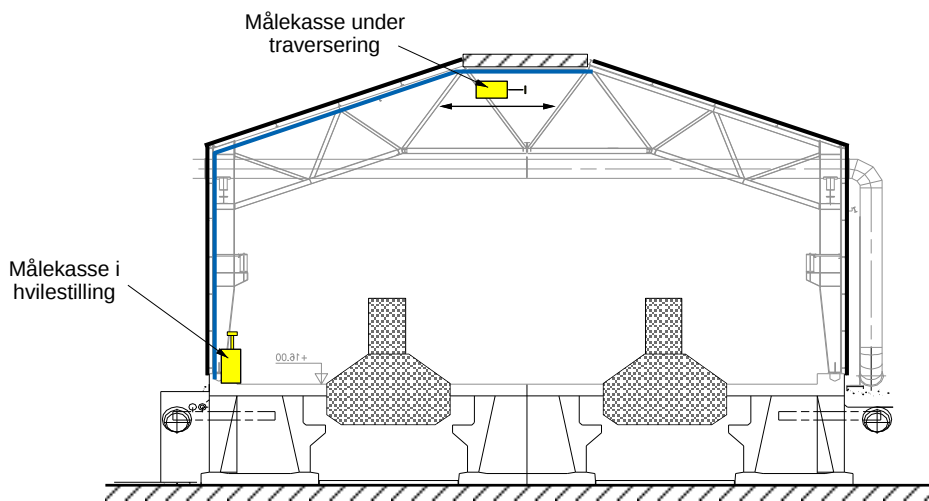
Figur 11.17 Målekasse for plassering på oversiden (utløpssiden) av labyrintutløp. Foto: Håkon Skistad



*Figur 11.18 Målekasse for traversering med hastighetsmåler på oversiden av labyrintutløp.
Foto: Håkon Skistad*

11.7.2 Automatisert traversering

I Norge er det installert en ny, automatisert metode for måling av utslipp gjennom labyrintutløp i pilotanlegget hos Hydro Karmøy (Åstrand, Hanne H., Personlig kommunikasjon, 2021). En vogn som inneholder en filterstøvmåler og en ultralyd hastighetsmåler føres fram og tilbake under labyrintåpningen og måler hastighet og konsentrasjon i den utgående luftstrømmen. Ved å la målevognen gå over et lengre tidsrom får man en god middelerverdi av både hastighet og konsentrasjon i det målesnittet vognen er montert.



Figur 11.19 Målekasse som traverserer utløpsåpningen på undersiden.

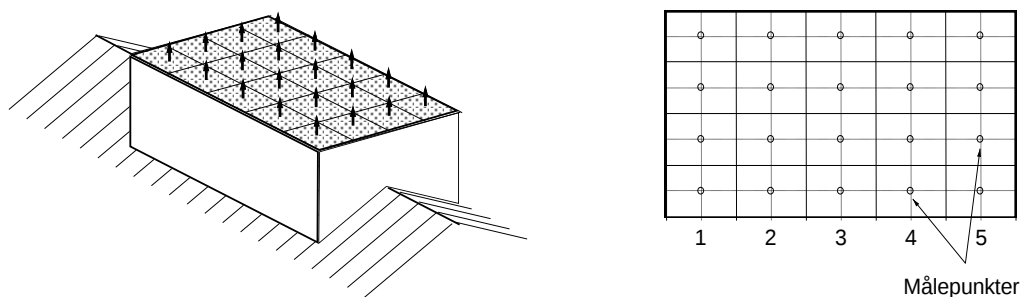
11.8 Luftmengdemåling i rektangulære utløpsåpninger/skorsteiner



Figur 11.20 Rektangulær utløpsåpning/skorstein i en elektrolysehall. Foto: Håkon Skistad

11.8.1 Plassering av målepunkter

I et slikt tilfelle kan man følge anvisningen i NS-EN 15259 direkte.

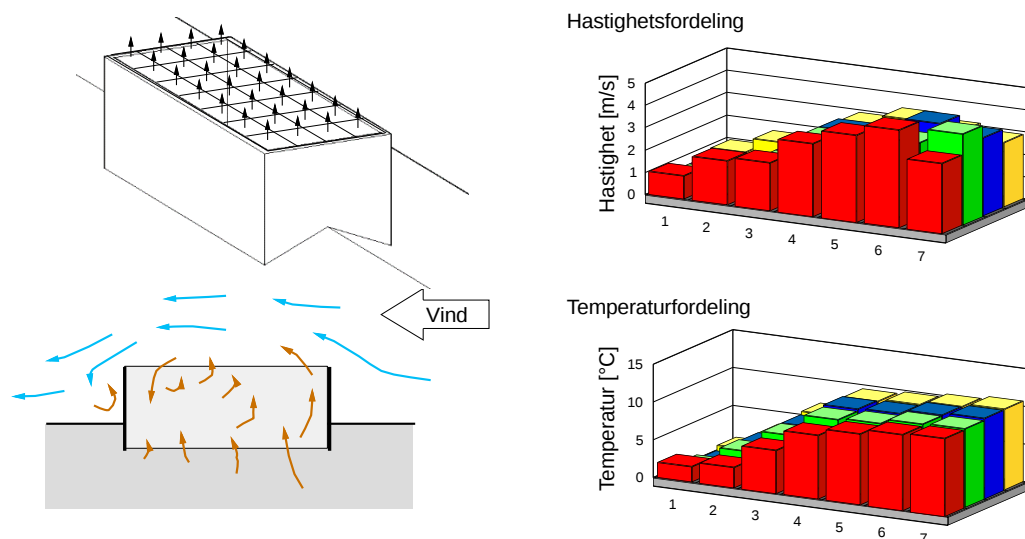


Figur 11.21 Eksempel på plassering av målepunkter for hastighet i en rektangulær utløpsåpning i en aluminium elektrolysehall.

11.8.2 Vurdering av måleresultatet

Når man måler hastighet (og temperatur) bør man undersøke om måleverdiene er rimelige, eller om de avdekker strømningsforhold som gjør at målingene ikke blir riktige. Det man spesielt bør være på vakt mot er ujevn utstrømning. To eksempler på dette er vist i det følgende.

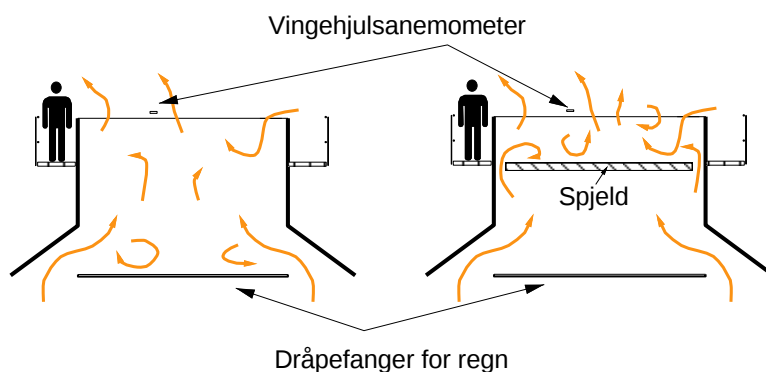
Forstyrrelser pga. vind



Figur 11.22 Framstilling av data fra flere målepunkter for lufthastighet i rektangulær utslippsåpning.

Figur 11.22 viser et eksempel på hastighets- og temperaturprofiler i et rektangulært utløp fra en elektrolysehall. Dette er et eksempel på måleresultat i vindvær. Det viktige er her å undersøke om vinden forårsaker at lufta strømmer ned gjennom noen deler av utløpsåpningen. Dette er et eksempel på at hastigheten i den ene enden av utløpet er meget liten. I litt sterkere vindvær vil lufta sannsynligvis strømme ned gjennom åpningen. Dersom man bare traverserer utløpsåpningen med anemometer og beregner middelerdien uten å tenke på strømretningen, kan målingen bli feil.

Forstyrrelser pga. utløpets utforming



Figur 11.23 Utløpsåpning med spjeld og dråpefanger som forstyrrer luftutstrømningen.

Når det er hindringer i luftstrømmen gjennom en takåpninger kan luftstrømningsmønsteret bli for turbulent til at det er tilrådelig å måle luftmengde. Da må man prøve å finne et annet måletverrsnitt eller å finne en annen måte å måle på.

I tilfellet som er vist på

Figur 11.23 er det gjort traverseringsmåling i utløpet av skorsteinen mens spjeldet var i åpen posisjon. Da ble utstrømningen så lite turbulent at målingen kunne gjennomføres. Men oppgaven var å finne luftmengden med lukkede spjeld. For å løse dette ble det plassert en måler lenger nede i skorsteinen der luftstrømningsmønsteret var jevnt. Deretter ble luftmengden med lukkede spjeld beregnes som:

$$q_{spjeld} = \frac{u_{spjeld}}{u_{åpen}} q_{åpen} \quad (11.1)$$

hvor:

q = luftmengde gjennom skorsteinen [m^3]

u = indikatorhastighet, dvs. lufthastighet i målesonden nede i skorsteinen [m/s]

11.9 Konsentrasjonsmåling med filtermetoden

Mens lufthastighet kan måles i et stort antall punkter ved traversering av utløpsåpningen, kan det være nødvendig og akseptabelt å redusere prøvetakingspunkter for konsentrasjon.

NS-EN 15259 foreskriver følgende antall målepunkter:

- Minst 20 målepunkter for store taklyrer.
- Minst 3 inndelinger på langs og på tvers av taklyrene.

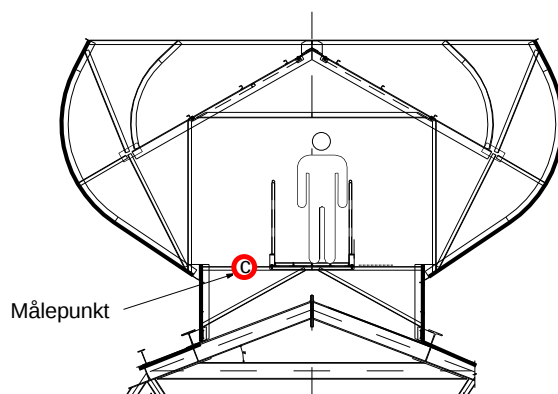
Ved eventuelt forenkling i måleopplegget, må man vurdere hvor mange målepunkter som er nødvendig for å få representative målinger.

11.9.1 Målepunkter i lange taklyrer

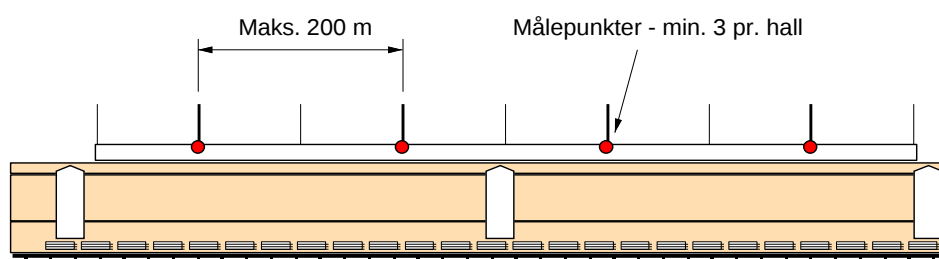
For elektrolysehallen med lange taklyrer er antall prøvetakingspunkter normalt:

- minimum 1 målepunkt pr. 200 meter lengde
- minst tre punkter pr. hall.

Prøvetakingspunktene plasseres mest mulig midt i luftstrømmen som kommer opp gjennom takåpningen.



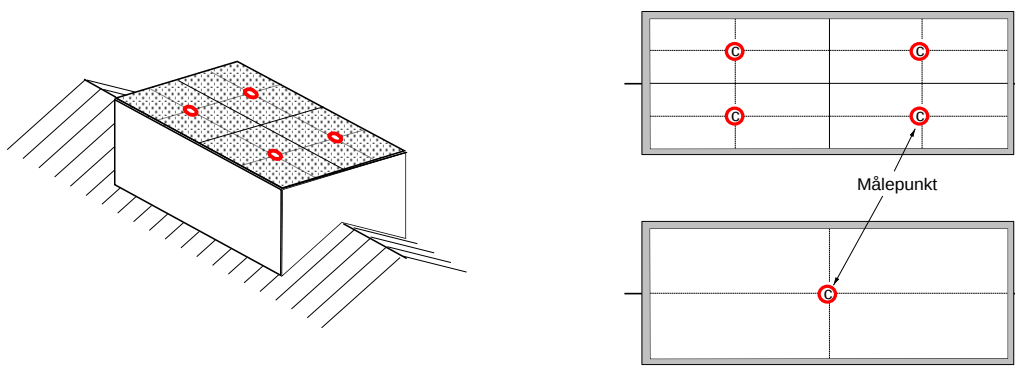
Figur 11.24 Eksempel på plassering av prøvetakingspunkter i taklyre i et ovnshus.



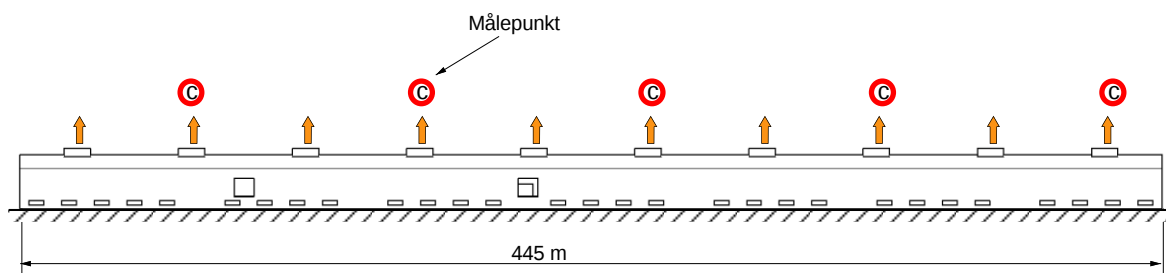
Figur 11.25 Antall målepunkter for konsentrasjon pr. hall. Eksempel fra en elektrolysehall.

11.9.2 Målepunkter i rektangulære åpninger

Når antall målepunkter reduseres står man i fare for at måleverdien ikke representerer middelkonsentrasjonen i utstrømningen. En måte å redusere denne usikkerheten på er å måle flere punkter i utløpet for deretter å sammenlikne middelerdien av disse målingene med den verdien man får i ett sentralt målepunkt i utløpet. Dette er illustrert i Figur 11.26. Antall målesteder som foreslås for en hall som likner på hall 3 og hall 4 i modellverket er viste i Figur 11.27.



Figur 11.26 Eksempel på plassering av målepunkter for konsentrasjon i en rektangulær utløpsåpning.



Figur 11.27 Eksempel på plassering av konsentrasjonsmålepunkter. Hall 3 og hall 4 i modellverket.

11.9.3 Prøvetakingsperiodenes varighet

Utslippene i en elektrolysehall avhenger av bedriftens praksis med anodeskift, åpning og lukking av ovnsdeksler, håndtering av oksidsøl og med tilstanden på ovnsgassavtrekkene. Det er derfor ønskelig å måle konsentrasjonen i utslippslufta fra hallene kontinuerlig.

Dette kan gjøres med filtermålinger hvor prøvetakingsperiodene dekker hele eller stor deler av driftstiden i hallene.

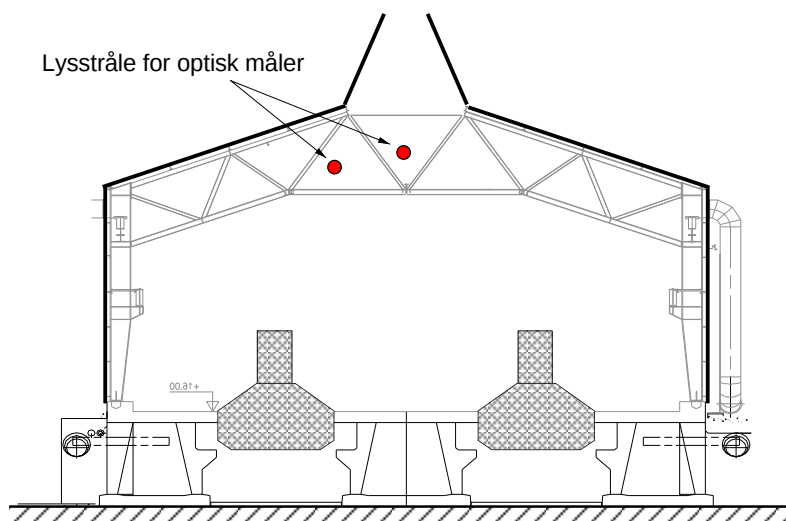
En metode som brukes mye er å registrere konsentrasjonen kontinuerlig med optisk måler, kombinert med korttidsmålinger med filtermetoden for å kalibrere de optiske målerne.

11.10 Optisk konsentrasjonsmåling – plassering av lysstråle

Optisk konsentrasjonsmåling er nøyere undersøkt i AMS-prosjekt «Harmonisering av målemetoder».

Det naturlige førstevalget er å plassere lysstrålen sentrisk i elektrolysehallene. Det kan imidlertid være bygningskonstruksjoner som hindrer dette. Det har vist seg at når man plasserer lysstrålen ut fra senter får man forskjellig utslag på måleren for produksjon i de to cellerekkene. (Personlig kommunikasjon, Hydro Sunndal), se Figur 11.28. Dette har følgende implikasjoner for bruk av konsentrasjonsmålingene:

- Det er ikke uten videre klart hvordan man skal relatere konsentrasjonen i utslippsluften til signalet fra den optiske måleren. Kalibreringsfaktoren blir forskjellig for produksjon i de to cellerekkene. Dette behøver ikke bety noe i praksis hvis det er helt lik produksjon i de to cellerekkene, og signalet i den optiske måleren kalibreres etter en middelvei som er målt over lang tid.
- Der hvor den optiske konsentrasjonsmålingen brukes til å vurdere arbeidsoperasjonenes kvalitet mhp. utslipp av forurensninger, kan man ikke direkte sammenlikne målingene for de to cellerekkene.



Figur 11.28 Eksempel på plassering av lysstråle for optisk måler.

11.11 Konsentrasjonsmåling med passive dosimetre

En målemetode som er lite brukt, men som har gitt interessante resultater i praksis er passive dosimetre (Personlig kommunikasjon, Are Dyrhaug, Hydro Årdal). Passive dosimetre har vist seg å gi pålitelige middelkonsentrasjoner av HF og SO₂. Disse målerne er billige og meget enkle i bruk.

11.12 Beregning av utslippsmengde

Konsentrasjon regnes ofte som vekt eller volum pr. normalkubikkmeter (mg/Nm³), og luftmengde regnes ofte i normalkubikkmeter pr. time (Nm³/h).

En enklere måte vil være:

- For luftmengde: Bruk det konstante tallet for volumstrøm (m³/h) året rundt. Dette tallet må eventuelt korrigeres når spjeld lukkes i kuldeperioder.
- For konsentrasjon: Bruk måleverdiene i mg/m³.
- Utslippsmengden blir da volumstrøm (m³/h) x konsentrasjon (mg/m³) x tid (h).

Med denne beregningsmåten unngår man eventuelle usikkerheter ved omregning fra m³ til Nm³.

DEL 4

ANDRE METODER FOR REGULERING, KARTLEGGING ELLER KVANTIFISERING AV DIFFUSE UTSLIPP

12 Publiserte metoder i håndtering av diffuse utslipp

I dette kapittelet introduseres kort informasjon og lenker til ulike publiserte rapporter og retningslinjer, metoder for regulering eller måle- og beregningsmetodikk for diffuse utslipp. Informasjon er gitt i en tilfeldig rekkefølge hvor det bare indikeres hvilket land det stammer fra (Tabell 12.1).

Tabell 12.1 Oversikt over publiserte metoder og måle- og beregningsmetodikk for diffuse utslipp i industri

Tyskland:	VDI 3790-1:2015 ENVIRONMENTAL METEOROLOGY – EMISSIONS OF GASES, ODOURS AND DUST FROM DIFFUSE EMISSIONS. Standard for kilder, egenskaper og målemetodikk for diffuse utslipp. (VDI 3790 Blatt1/Part 1) Denne tyske standarden ligner på hvordan man regulerer diffuse utslipp i Norge, og er i tråd med EU direktiver. Den kommer i 4 deler. Del 2 gjelder søppelfyllinger; «VDI 3790 Blatt 2/Part 2 Landfills» Del 3 og 4 gir anvisninger for beregninger for behandling av løs masse materialer og industriell transport; «VDI 3790 Blatt 3/Part 3 Storage, transshipment and transportation of bulk materials.” Og «VDI 3790 Blatt 4/Part 4 Dust emissions due to vehicle movements on roads not open to the public.”
AUS/NZ:	Retningslinjer og informasjon i Australia og New Zealand. Retningslinjer for å forvalte støvpåvirkning fra steder som kan forårsake forurensning; «A guideline for managing the impacts of dust and associated contaminants from land development sites, contaminated sites remediation and other related activities.” Denne veilederen omtaler utarbeidelse av plan for forvaltning av støv og tilhørende forurensninger som oppstår fra ulike aktiviteter som land rydding for utbygging, sanering av forurensede områder, gruvedrift og steinbrudd, håndtering av bulkmaterialer og lagrings- og rivingsarbeid. https://www.der.wa.gov.au/images/documents/your-environment/air/publications/Guideline_for_managing_impacts_of_dust.pdf Andre interessante dokumenter: Faktaark om støvmåling fra et gruveområdet i Australia https://www.edo.org.au/wp-content/uploads/2020/06/Technical_-_Air_Quality.pdf Veileder for søknad om industriell aktivitet som påvirker luften https://environment.des.qld.gov.au/data/assets/pdf_file/0037/87769/era-gl-air-impacts.pdf Ny metode for å måle og kontrollere støv fra transport i gruvedrift: https://cdn.bfldr.com/Q3Z2TZY7/at/fc77vtw5hsm7sjnqrn26fmfg/DustRover_-_Resource_-_brochure-20210813.pdf

UK:	MCERTS systemet for miljømålinger All målemetodikk og alle personer som driver med målinger som skal brukes i industrielle settinger skal være sertifiserte. Dette er et system for å sikre målinger. “If your business produces potentially harmful emissions and you’re an environmental permit holder you must use the Monitoring Certification Scheme (MCERTS).” “You should use equipment, staff, laboratories and systems that are certified or accredited (as appropriate) under the Monitoring Certification Scheme (MCERTS) for monitoring emissions to air, land and water, unless otherwise agreed in writing by the Environment Agency.” https://www.gov.uk/government/collections/monitoring-emissions-to-air-land-and-water-mcerts Risikovurdering og støv forvaltningsplan for utslipp som ikke har tallfestede tillatelser (som diffuse utslipp.) https://www.gov.uk/guidance/control-and-monitor-emissions-for-your-environmental-permit#emissions-that-do-not-have-set-limits Målemetodikk veileder https://iaqm.co.uk/text/guidance/guidance_monitoring_dust_2018.pdf
USA:	Visibility and opacity in emissions compliance I USA brukes opasitet kvantitativt for å regulere diffuse utslipp fra industri. Eksempel fra et av California sine ansvarlige distrikter (Bay Area) for «non-ferrous» smelte prosesser: “Fugitive Emission Control: (A) No activity associated with metal melting at a facility including furnace operation, casting, emission control system operation, and the storage, handling, or transfer of any materials (except new sand) shall discharge into the air any air contaminant, other than uncombined water vapor, for a period aggregating more than three minutes in any hour which is: (i) Half as dark or darker in shade as that designated as Number 1 on the Ringlemann Chart, as published by the United States Bureau of Mines, or (ii) Of such opacity as to obscure an observer's view to a degree equal to or greater than smoke as described in subsection (b)(3)(A)(i) or 10% opacity.” https://www.baaqmd.gov/~media/dotgov/files/rules/reg-11-rule-15-airborne-toxic-control-measure-for-emissions-of-toxic-metals-from-nonferrous-metal-me/documents/rg1115.pdf?la=en&rev=acac2e1b7e1f47328993faf276c8403c <i>Nærliggende tema:</i> <i>Introduction to Visibility, Malm et al 1999</i> https://www.epa.gov/sites/default/files/2016-07/documents/introvis.pdf

	AP-42: Compilation of Air Emission Factors US EPA, 1972. Sammenstillingen av EPAs utslippsfaktorer og prosessinformasjon for mer enn 200 kildekategorier som oppdateres kontinuerlig. En utslippsfaktor er en verdi som forsøker å relatere mengden av et forurensningsstoff som slippes ut med en industriell aktivitet. AP-42 er et verktøy for å bygge utslippsoversikt, veilede til beslutninger om luftkvalitetsstyring og utvikle utslippskontrollstrategier. Utslippsfaktorene er utviklet og satt sammen fra kildetestdata, materialbalansestudier og tekniske estimater. Inneholder kapitler for flere typer av industrier inkludert metallurgisk industri og noe informasjon om partikkelstørrelses distribusjon. Det finnes ikke utslippsfaktorer for sekundære prosesser som tapping, støping, raffinering og knusing. Inneholder informasjon om hvordan man går frem for å samle støv fra veier og materialhauger for å kunne estimere en utslippsfaktor relatert til disse kildene. https://www.epa.gov/air-emissions-factors-and-quantification
	EPA Handbook: Optical and Remote Sensing for Measurement and Monitoring of Emissions Flux of Gases and Particulate Matter, 2018. Denne håndboken fra US EPA gir en innføring mange forskjellige optiske metoder og avstands målemetoder for å overvåke eller dokumentere gass og støv utslipp. Eksempler på optiske metodikk som er dekket; FTIR, Tunable Diode Laser, UV Differential Optical Absorption Spectroscopy, Differential Absorption Light detection and Ranging systems, Thermal infrared cameras, Cavity Ring-down Spectroscopy, PM Lidars. Eksempler på metodikk som overvåker utslipps strømming; Hyperspectral cameras, Tracer gas correlation, Fenceline Passive Sampling, PM from windblown dust og veitransport. https://www.epa.gov/sites/default/files/2018-08/documents/gd-52v.2.pdf
Sverige:	Guide til damnings-reduserande åtgärder Gustafsson et al. (2020) IVL Svenska Miljöinstitutet, og metallforskningsinstituttet SWERIM AB Svensk rapport på industrielle diffuse støvutslipp fokusert på tiltak, men tar også kort for seg teori, kilder, påvirkning, målinger og spredningsberegninger. https://www.ivl.se/publikationer/publikationer/guide-till-damningsreducerande-atgarder.html
Danmark:	Vejledning om B-værdie, Vejldning nr 20., Miljøstyrlesen i Danmark (2016) Danmark har i tillegg til grenseverdier og retningslinjer for uteluft også vedtatt immisjonsnivåer for over 700 luftbårne stoffer, kalt B-verdier (bidragsverdien). B-verdien (eller immisjonsverdien) for et stoff er et foretaks bidrag til en stoffets konsentrasjon i luften. B-verdiene skal forstås som «sikkerhetsgrenser» i forhold til normer som indikerer fare. https://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2016/08/978-87-93529-02-1.pdf

	Drone Flux Measurement Method. Målinger i vertikale flater følgende et industrielt utslipp er et gammel konsept, men har fått fornyelse med bruk av droner. https://www.envirotech-online.com/news/water-wastewater/9/explicit/new-drone-based-monitoring-technique-quantifiesn2o-and-co2-emissions-from-wwtpsn58772
EU:	Industrial Emissions Directive (IED) Best Available Techniques (BAT) Innenfor rammen av artikkel 13(1) i industriutslippsdirektivet (IED, 2010/75/EU) er det vedtatt en rekke BAT-konklusjoner for ulike industrisektorer. Disse beskriver hva som anses som beste tilgjengelige teknikker. IED er implementert i forurensningsforskriften kapittel 36 i Norge. https://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference
EU:	CEN PREN 17628 (NS-EN 17628:2022) Fugitive and diffuse emissions of common concern to industry sectors - Standard method to determine diffuse emissions of volatile organic compounds into the atmosphere Denne standarden spesifiserer rammeverket for å bestemme utslipp til atmosfæren av flyktige organiske forbindelser (VOC). Det definerer et system med metoder for å oppdage og/eller identifisere og/eller kvantifisere flyktige og diffuse VOC-utslipp fra industrielle kilder. Disse metodene inkluderer Optical Gas Imaging (OGI), Differential Absorption Lidar (DIAL), Solar Occultation Flux (SOF), Tracer Correlation (TC) og Reverse Dispersion Modeling (RDM). Metodene for å utføre alt det ovennevnte er spesifisert. Ytelseskravene og egenskapene til de direkte overvåkingsmetodene, kravene til resultatene og deres måleusikkerhet er definert.
EU:	EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019 Database med utslippsfaktorer for EU. "Technical guidance to prepare national emission inventories. The joint EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook supports the reporting of emissions data under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (CLRTAP) and the EU National Emission Ceilings Directive. It provides expert guidance on how to compile an atmospheric emissions inventory. The Guidebook is published by the EEA with the CLRTAP Task Force on Emission Inventories and Projections responsible for the technical content of the chapters." http://efdb.apps.eea.europa.eu/
Annen interessant vitenskapelig litteratur:	Riffault et al., Fine and ultrafine Particles in the vicinity of Industrial Activities: A review, Critical reviews in Environmental Science and Technology, 2015 Li et al., Multidimensional spatial monitoring of open pit mine dust dispersion by unmanned aerial vehicle, Scientific reports 13, Article number 6815, 2023

13 FoU-prosjekter

Det er mye kunnskap om diffuse utslipp og måling av diffuse utslippskilder eller påvirkning som er samlet i større forskningsprosjekter der industrien er samarbeidspartnere. I dette kapittelet gis en kort introduksjon til noen aktuelle prosjekter.

13.1 FUME prosjektet

I FUME prosjektet som pågikk i 2009-2015 var optiske målinger av støvutslipp i lyrer et tema som man studerte og gjorde forsøk med i ferrolegeringsindustrien. Grådahl et al. (2015) oppsummerer lyreforsøkene og andre målinger som ble utført på diffuse kilder [63]. De optiske støvmålingene i lyren på Eramet sitt verk i Sauda er fortsatt i drift og brukes bl.a. som alarm for å sette i gang vanndyser som skal dempe støvutslipp fra ovnshuset.

Fume prosjektet ble utført i tett samarbeid mellom Ferrolegeringsindustriens forskningsforening (som inkluderer ELKEM Silicon Materials, FESIL Metals AS, Eramet Norway, Glencore Manganese, Finnfjord Smelteverk og Wacker Chemicals Holla), NTNU og SINTEF. Videre har Norsk Elektro Optikk, MoLab (nå Sintef Norlab) og TÜV Nord vært involvert i målekampanjer i prosjektet.

Det primære målet for prosjektet var å utvikle kompetanse på området av "diffuse" utslipp av materialer (gass, støv/partikler etc) til det interne og eksterne miljø og energi (både lav og høy temperatur) med formål å redusere utslipp.

13.2 Dust Detect prosjektet

Sammendraget av prosjektet om kalibrering av optiske instrumenter for lyremålinger av støv som pågår fra 2020 til 2024 er som følger¹⁷:

«Prosessindustrien i Norge har et stort fokus på å redusere synlig støv i form av diffuse utslipp fra sine aktiviteter. Dette er utslipp som kommer ut av tak og vegger i bygningene ved ulike aktiviteter. Dette støvet blir ikke fanget opp av filteranlegg i bedriftene. Man har god kontroll på rensed utslipp som går ut gjennom piper, både i konsentrasjon og mengde pr. år da det finnes utstyr og metoder for verifisering for denne type utslipp. Måling av diffuse utslipp er mere utfordrende, da det ikke finnes anbefalte metoder, standarder eller utstyr som kan gi gode målinger. Det er ofte store variasjoner både i konsentrasjon og varighet som følge av prosessvariasjoner og værforhold. I dag blir ofte innrapportering av diffuse utslipp fra en bedrift basert på beregninger basert på få enkeltmålinger.

Man opplever også et større søkelys på diffuse utslipp fra forurensningsmyndighetene med krav til bedre dokumentasjon og ytterligere reduksjon av det diffuse utslippet. Ønske om bedring av luftkvaliteten er også en faktor. Denne type utslipp er godt synlige og har derfor betydning for bedriftens anseelse i lokalmiljøet. For prosessindustrien er

¹⁷ www.prosjektbanken.forskningsradet.no

kontinuerlige målinger viktige for å dokumentere utvikling og identifisere forbedringsmuligheter. Dette vil gi positive effekter for lokalbefolkningen, bedre utbytte av råvarer og bedre prosesskontroll.

Utstyret som blir utviklet og metodene for verifisering kan benyttes på de fleste smelteverk både i Norge og i utlandet. NEO Monitors vil gjennom dette prosjektet utvikle utstyr for kontinuerlig måling av diffuse utslipp. Verifiseringen skal gjennomføres av SINTEF Norlab. Elkem er prosjekteier, og partnerne i prosjektet er store aktører innenfor norsk prosessindustri: Finnfjord, Celsa Armeringsstål, Ferroglobe Mangan Norge and Eramet Norway. Forskningspartnere er SINTEF Industri og SINTEF Helgeland.»

13.3 Sanntidsovervåking av diffust støv rundt industri

I dette prosjektet samarbeidet Eramet Norway, FIVEN, Glencore Nikkelverk, Elkem, Eydeklyngen og NORCE om å øke kompetanse på måling av svevestøv og nedfallstøv i omgivelsesluften rundt industrien.¹⁸ Hovedmålet var å utvikle kostnadseffektive og riktige målemetoder for å kunne følge med på de diffuse utslippene til enhver tid. Prosjektet skulle bl.a. fastslå hvordan sensorer skal plasseres og nyttes best mulig i norske kystlandskap og fjorder der industrien er lokalisert.

Målingene i prosjektet har vært fokusert innenfor 2 km rundt industriområdene. Til sammen har prosjektet samlet inn nesten 2 år med on-line data i omgivelsesluft rundt industri med opptil 7 instrumenter samtidig på fem lokasjoner (Sauda, Kvinesdal, Lillesand, Kristiansand, og Porsgrunn).

Resultatene viser at on-line målinger sammen med vind karakteristikk er essensielt, og at dagens måleteknologi for støv, som er utviklet for luftkvalitetsmålinger i byer fungerer godt for industrimålinger. Billigere mikrosensorer ble også testet. I prosjektet brukte man alltid mikrosensorer sammen med referanseinstrumenter for å forstå begrensningene. Prosjektet utviklet et målerammeverk som dekker det totale industristøvet godt til å kunne forstå støvdynamikken i luften, og som kan brukes til utredning og dokumentasjon av diffuse støvutslipp. Rammeverket består av 3 ulike on-line sensorer (svevestøv, nedfallsstøv og metaller i svevestøv) som plasseres i et oppstrøms-nedstrøms system i hovedgående vindretning utenfor fabrikkens gjerder. Foreløpig tror man dette vil fungere for de fleste verk i Norge.

¹⁸ <https://ensense.norceproukt.no/prosjekter>

REFERANSER

1. Kolnsberg, H.J., *Technical Manual for Measurement of Fugitive Emissions: Upwind/Downwind Sampling Method for Industrial Emissions*, in *Environmental Protection Technology Series*. 1976, U.S. Environmental Protection Agency.
2. Kero, I., S. Grådahl, and G. Tranell, *Airborne Emissions from Si/FeSi Production*. Journal of Metallurgy, 2016.
3. Nations, U., *Glossary of Environment Statistics*. Studies in Methods, Series F, No. 67. 1997, New York.
4. Brinkmann, T., et al., *JRC Reference Report on Monitoring of Emissions to Air and Water from IED Installations*, in *Science for Policy 2018*, Industrial Emissions Directive 2010/75/EU, Integrated Pollution Prevention and Control (European IPPC Bureau)
5. Kero, I., et al., *Airborne Emissions from Mn Ferroalloy Production*. Journal of Metallurgy, 2018. **Electric Arc Smelting**.
6. Aarhaug, T.A. and A.P. Ratvik, *Aluminium Primary Production Off-Gas Composition and Emissions: An Overview*. Journal of Metallurgy, 2019. **71 (9)**.
7. Indresand, H., *Airborne dust at Knarrdalstranda, Characterization of ambient and deposition dust impacting a neighborhood northwest of Yara and Eramet at Herøya in Porsgrunn summer and fall 2019*. 2020, NORCE.
8. Marris, H., et al., *Fast changes in chemical composition and size distribution of fine particles during the near-field transport of industrial plumes*. Science of the Total Environment, 2012. **427-428**.
9. Mbengue, S., L.Y. Alleman, and P. Flament, *Size-distributed metallic elements in submicronic and ultrafine atmospheric particles from urban and industrial areas in northern France*. Atmospheric Research, 2014. **135-136**.
10. Morene, T., et al., *Manganese in the urban atmosphere: identifying anomalous concentrations and sources*. Environ Sci Pollut Res, 2011. **18**.
11. Finnlayson-Pitts, B.J. and J.N.J. Pitts, *Chemistry of the upper and lower atmosphere Theory, Experiments and Applications*. 2000: Academic Press.
12. Kok, J.F., E.J.R. Parteli, T.I. Michaels, and D.B. Karam, *The physics of wind-blown sand and dust*. Reports on Progress in Physics, 2012. **75(10)**.
13. Organization, W.H., *WHO global air quality guidelines Particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*. 2021.
14. Vallack, H.W. and D.E. Shillito, *Suggested guidelines for deposited ambient dust*. Atmospheric Environment, 1998. **32(16)**: p. 2737-2744.
15. IAQM and IES, *Guidance on Air Quality Monitoring in the Vicinity of Demolition and Construction Sites*. United Kingdom.
16. Miljødirektoratet, *Veileder til egenkontrollrapportering – Årlig rapportering til forurensningsmyndighetene (Guidance to reporting of emission data – Annual reporting to the Authorities)*, in M112. 2014.
17. Miljødirektoratet, *Industrielle Måleprogram - Hvordan sikre god kvalitet på utslippsdata*, in M-6, Miljødirektoratet, Editor. 2013.
18. Miljødirektoratet, *Håndbok for kvalitetssystem for målinger av luftkvalitet Del 1: Beskrivelse av kvalitetssystemet*. 2014.
19. Myran, T., *SVEVESTØV OG STØVNEDFALL, Bergverk, Pukkverk, Steinindustri og Masseuttak, En vurdering av status og erfaringer*. 2004, NTNU.

20. Vallack, H.W., *Protocol for using the dry Frisbee (with foam insert) dust deposit gauge*. 1995, Stockholm Environment Institute.
21. Sow, M., D. Goossens, and J.L. Rajot, *Calibration of the MDCO dust collector and of four versions of the inverted frisbee dust deposition sampler*. *Geomorphology*, 2006. **82**(3): p. 360-375.
22. Bourrier, P. and T. Desmonts, *Monitoring dust collection in the environment of an integrated steel plant: source identification*. *Revue de Métallurgie*, 2007. **104**(6): p. 287-295.
23. Agency, E., *Technical Guidance Note (Monitoring) M8 Monitoring Ambient Air*. 2011: UK.
24. Datson, H., D. Hall, and B. Birch, *Validation of a new method for directional dust monitoring*. *Atmospheric Environment*, 2012. **50**: p. 1-8.
25. Goossens, D., *Wind tunnel calibration of the USGS dust deposition sampler: Sampling efficiency and grain size correction*. *Aeolian Research*, 2010. **2**(2): p. 159-170.
26. Goossens, D. and Z.Y. Offer, *Wind tunnel and field calibration of six aeolian dust samplers*. *Atmospheric Environment*, 2000. **34**(7): p. 1043-1057.
27. Brahney, J., et al., *A new sampler for the collection and retrieval of dry dust deposition*. *Aeolian Research*, 2020. **45**: p. 100600.
28. Castell, N.B., *Low-cost sensors and networks. Overview of current status by the Norwegian Reference Laboratory for Air Quality*. 2021, NILU.
29. Ionascu, M.-E., et al., *Calibration of CO, NO₂, and O₃ Using Airify: A Low-Cost Sensor Cluster for Air Quality Monitoring*. *Sensors*, 2021. **21**(23): p. 7977.
30. Peltier, R.e.a., *An update on low-cost sensors for the measurement of atmospheric composition*, in *WMO 2015*. 2021, WMO.
31. Vogt, M., P. Schneider, N. Castell, and P. Hamer, *Assessment of Low-Cost Particulate Matter Sensor Systems against Optical and Gravimetric Methods in a Field Co-Location in Norway*. *Atmosphere*, 2021. **12**(8): p. 961.
32. Watne, Å.K., et al., *Tackling Data Quality When Using Low-Cost Air Quality Sensors in Citizen Science Projects*. *Frontiers in Environmental Science*, 2021. **9**.
33. Olsen Myklebust, H.A.H., T.A. Aarhaug, and G. Tranell. *Measurement System for Fugitive Emissions in Primary Aluminium Electrolysis*. 2020. Cham: Springer International Publishing.
34. RosÉN, G. and S. LundstrÖM, *Concurrent Video Filming and Measuring for Visualization of Exposure*. *American Industrial Hygiene Association Journal*, 1987. **48**(8): p. 688-692.
35. Pyykönen, P., P. Peussa, M. Kutila, and K. Fong. *Multi-camera-based smoke detection and traffic pollution analysis system*. in *2016 IEEE 12th International Conference on Intelligent Computer Communication and Processing (ICCP)*. 2016.
36. Kim, D. and Y. Wang. *Smoke Detection in Video*. in *2009 WRI World Congress on Computer Science and Information Engineering*. 2009.
37. Shi, J., W. Wang, Y. Gao, and N. Yu, *Optimal Placement and Intelligent Smoke Detection Algorithm for Wildfire-Monitoring Cameras*. *IEEE Access*, 2020. **8**: p. 72326-72339.
38. Urban, F.E., H.L. Goldstein, R. Fulton, and R.L. Reynolds, *Unseen Dust Emission and Global Dust Abundance: Documenting Dust Emission from the Mojave Desert (USA) by Daily Remote Camera Imagery and Wind-Erosion Measurements*. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 2018. **123**(16): p. 8735-8753.

39. Deschamps, A., R. Marion, P.-Y. Foucher, and X. Briottet, *Estimation of aerosol type from airborne hyperspectral data: a new technique designed for industrial plume characterization*. SPIE Remote Sensing. Vol. 8534. 2012: SPIE.
40. Sabbah, S., et al., *Remote sensing of gases by hyperspectral imaging: results of measurements in the Hamburg port area*. SPIE Security + Defence. Vol. 8186. 2011: SPIE.
41. Delle Donne, D., et al., *Gas mass derived by infrasound and UV cameras: Implications for mass flow rate*. Journal of Volcanology and Geothermal Research, 2016. **325**: p. 169-178.
42. Calassou, G., P.-Y. Foucher, and J.-F. Léon, *Industrial Plume Properties Retrieved by Optimal Estimation Using Combined Hyperspectral and Sentinel-2 Data*. Remote Sensing, 2021. **13**(10): p. 1865.
43. Molaie, S. and P. Lino, *Review of the Newly Developed, Mobile Optical Sensors for Real-Time Measurement of the Atmospheric Particulate Matter Concentration*. Micromachines, 2021. **12**(4): p. 416.
44. Lambey, V. and A.D. Prasad, *A Review on Air Quality Measurement Using an Unmanned Aerial Vehicle*. Water, Air, & Soil Pollution, 2021. **232**(3): p. 109.
45. Anand, A., et al., *Protocol development for real-time ship fuel sulfur content determination using drone based plume sniffing microsensor system*. Science of The Total Environment, 2020. **744**: p. 140885.
46. Miljødirektoratet, *Spredningsberegning og bestemmelse av skorsteinshøyde*. 2018.
47. Borgnes, D., *Spredningsberegninger av støv, Elkem Carbon*. 2021, Norsk Energi.
48. Hak, C., *Norges målenettverk for luftkvalitet. Gjennomgang av stasjonsplasseringer i forhold til krav i EUs luftkvalitetsdirektiver*. 2015, Miljødirektoratet, NILU.
49. Tønnesen, D., C. Hak, S. Lopez-Aparicio, and L. Tarrason, *Kartlegging av forurensningssituasjonen i norske byer og tettsteder med vurdering av soneinndeling og av eksisterende målenettverk*. 2014, NILU.
50. Netaas, I. and E. Hunnes, *Sammendrag av undersøkelser av støv i Mo i Rana 2007 - 2008*. 2009, Molab As, DNV.
51. Kero, I., M.K. Naess, and G. Tranell, *Particle Size Distributions of Particulate Emissions from the Ferroalloy Industry Evaluated by Electrical Low Pressure Impactor (ELPI)*. Journal of Occupational and Environmental Hygiene, 2015. **12**(1): p. 37-44.
52. Wong, D.S., *SOURCES OF POTROOM DUST EMISSIONS FROM ALUMINIUM SMELTERS*, in *Chemical & Materials Engineering*. 2013, The University of Auckland.
53. Boullemant, A., *PM2.5 Emissions from Aluminum Smelters: Coefficients and Environmental Impact*. Journal of the Air & Waste Management Association, 2011. **61**(3): p. 311-318.
54. Bøckman, O. and H. Indresand. *Mobile dust sampling device for dust filter generation at a Ni refinery*. in *Proceedings of WCSB10: TOS Forum*. 2022.
55. Khaparde, V.V., A.D. Bhanarkar, D. Majumdar, and C.V.C. Rao, *Characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons in fugitive PM10 emissions from an integrated iron and steel plant*. Science of The Total Environment, 2016. **562**: p. 155-163.
56. Cusano, G., et al., *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Non-Ferrous Metals Industries in JRC Science for policy report*. 2017, Industrial Emissions Directive 2010/75/EU, Integrated Pollution Prevention and Control (European IPPC Bureau).

57. Grythe, H., et al., *Diffuse utslipp ved lossing ved Boliden Metodeutvikling og resultat*. 2021, NILU.
58. Sanfélix, V., et al., *On the source inversion of fugitive surface layer releases. Part I. Model formulation and application to simple sources*. Atmospheric Environment, 2015. **109**: p. 171-177.
59. Watson, J.G., et al., *Measurement System Evaluation for Upwind/Downwind Sampling of Fugitive Dust Emissions*. Aerosol and Air Quality Research, 2011. **11**(4): p. 331-350.
60. Alleman, L.Y., et al., *PM10 metal concentrations and source identification using positive matrix factorization and wind sectoring in a French industrial zone*. Atmospheric Research, 2010. **96**(4): p. 612-625.
61. Sanfélix, V., et al., *On the source inversion of fugitive surface layer releases. Part II. Complex sources*. Atmospheric Environment, 2017. **158**: p. 27-35.
62. Indresand, H. and I.T. Kero, *Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in industrial emissions - Challenges and strategies to measure, monitor, control and reduce PAH emissions*. 2022, SINTEF AS.
63. Kero, I., S. Grådahl, H. Fardal, and B. Wittgens, *Fugitive dust measurments in the metallurgical industry*, in *Sustainable Industrial Processing Summit*. 2015.