

Kartlegging og vurdering av eksponering for kjemikalier

Kartlegginger og risikovurderinger av eksponering for kjemikalier er viktig for å sikre og dokumentere ett fullt forsvarlig arbeidsmiljø i en virksomhet. Dette inngår som en viktig del av det systematiske forebyggende HMS-arbeidet og er grunnlaget for utforming og prioritering av tiltak mot eksponering på arbeidsplassen.

Alle virksomheter skal – uavhengig av målinger – fortløpende arbeide for å redusere eller fjerne forurensninger eller forurensningskilder. Dette gjøres ved hjelp av målrettede forebyggende tiltak. Det er arbeidsgivers ansvar å sørge for at dette blir gjort.

[Les mer om tiltak for å fjerne eller redusere eksponering her](#)

Krav om kartlegging og målinger

I mange tilfeller er det nødvendig å gjøre målinger for å kunne bestemme nivået på forurensninger fra ulike kjemikalier og for å kunne vurdere disse opp mot grenseverdier som er satt for disse stoffene.

Kravene om slike målinger er:

- Hvis arbeidsgiver ikke kan dokumentere at forurensningen i arbeidsatmosfæren er på et fullt forsvarlig nivå, skal arbeidsmiljøet overvåkes ved regelmessige målinger.
- Målinger skal også gjennomføres når det er foretatt endringer i virksomheten som kan øke arbeidstakernes eksponering for forurensninger i arbeidsatmosfæren.
- Kartleggingen og målingen skal dokumenteres.

Målinger er særlig viktig ved fare for høy eksponering og risiko for helseskade. Det er også særlig viktig med kontinuerlig overvåking med målinger der arbeidstakerne kan eksponeres for stoffer med takverdi. Det vil si stoffer der det er satt en øyeblikksverdi som ikke skal overskrides.

Vær oppmerksom på at en eksponering under grenseverdien aldri er noen garanti mot at en helseskade kan oppstå. Det finnes ikke klare grenser for eksponeringsnivåer som kan gi helseskade. Individuelle forskjeller mellom mennesker kan gjøre at noen er mer utsatt enn andre. I tillegg kan det ved fastsettelse av grenseverdier tas både økonomiske og tekniske hensyn, slik at grenseverdiene kan settes høyere enn den helsebaserte anbefalingen. Det er derfor viktig at eksponeringen holdes på et lavest mulig nivå.

For å gjennomføre kartlegging og vurdering av eksponering for kjemiske forurensinger i arbeidsatmosfæren er det nødvendig med oppdatert fagkunnskap innen yrkeshygiene. Bedriftshelsetjenesten skal ha denne kompetansen, og arbeidsgivere bør derfor få bistand fra sin bedriftshelsetjeneste i dette arbeidet.

Nedenfor finner du en lenke til hvordan du bør gå frem for å kartlegge og vurdere eksponering for kjemiske forurensinger i arbeidsatmosfæren.

Slik gjør du

[Kartlegging og vurdering av eksponering for kjemikalier](#)

Denne guiden er primært ment for fagpersoner med kunnskap om yrkeshygiene.

Innholdet i guiden er basert på standarden NS-EN-689 og på Arbeidstilsynets tidligere «Orientering om kartlegging og vurdering av eksponering for kjemiske og biologiske forurensninger i arbeidsatmosfæren» (best.nr. 450).

Slik gjør du: Kartlegging og vurdering av eksponering for kjemikalier

Kartlegging og vurdering av eksponering for kjemiske forurensinger i arbeidsatmosfæren har tre ulike faser. Man begynner alltid med en innledende vurdering. Avhengig av resultatet her, kan enten kartleggingen avsluttes med rapport eller det gjøres en grundigere kartlegging ved en forenklet eller detaljert undersøkelse.

1: Innledende vurdering

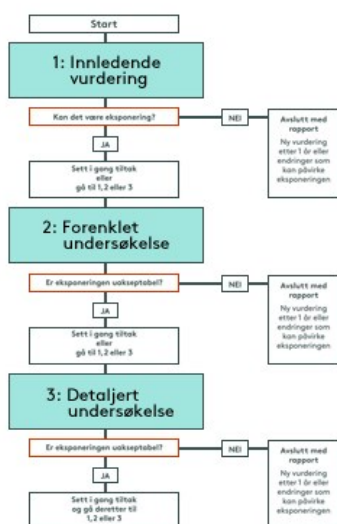
Dette er en faglig vurdering basert på informasjon om arbeidsplassen, arbeidsoppgavene og hvilke kjemikalier som forekommer på arbeidsplassen.

2: Forenklet undersøkelse

Dette er en forenklet yrkeshygienisk kartlegging som inkluderer 3–5 målinger i hver sammenliknbar eksponert gruppe med en forenklet vurdering av resultatene.

3: Detaljert undersøkelse

Dette er en detaljert yrkeshygienisk kartlegging med minimum 6 målinger i hver sammenliknbar eksponert gruppe og en statistisk vurdering av resultatene.



Flytskjema over kartlegging og vurdering av eksponering.

[Klikk her for en større utgave i pdf-format](#)

Avslutt med rapport

Alle resultater og konklusjoner må dokumenteres i alle de tre fasene. Eksponeringsvurderingen er ikke avsluttet før det er skrevet **en fullstendig rapport**. Hensikten med rapporten er å dokumentere alt som er gjort i prosessen.

Innledende vurdering

Den innledende vurderingen skal gi svar på om det er mulig at arbeidstakere blir eksponert for helseskadelige kjemikalier.

Denne undersøkelsen er basert på informasjon om hvilke kjemikalier som brukes i virksomheten, hvilke kjemikalier som dannes i prosesser, forholdene på arbeidsplassen, arbeidsoppgavene og eventuelle tidligere målinger fra samme arbeidsplass eller liknende virksomheter. Ut fra denne informasjonen gjøres det en estimering av den mulige eksponeringen.

En modellering av den mulige eksponeringen eller enklere yrkeshygieneiske målinger kan også inngå i den innledende vurderingen.

Hensikten med denne vurderingen er å identifisere ulike grupper arbeidstakere:

- Arbeidstakere som er i klar fare for å bli eksponert for kjemikalier i konsentrasjoner over grenseverdi i sitt arbeid.
- Arbeidstakere som er lavt eksponert (ikke fare for overeksponering).
- Arbeidstakere som det kreves nærmere undersøkelser av for å kunne konkludere om de er i fare for helseskadelig eksponering eller ikke.

Den innledende vurderingen følger denne fremgangsmåten:

Innsamling av informasjon

I denne fasen bør arbeidsgiver ha bistand fra noen med yrkeshygieneisk kompetanse, for eksempel en bedriftshelsetjeneste.

Arbeidsgiver bør innhente opplysninger om følgende tema:

Kjemikalier

- Hvilke kjemikalier som forekommer i virksomheten
 - Hvilke kjemiske stoffer og stoffblandinger som produseres, importeres eller omsettes i virksomheten
 - Hvilke kjemikalier som oppstår i arbeidsprosesser eller fra materialer eller arbeidsutstyr
- Kjemikaliens egenskaper og grenseverdier
 - Iboende fare
 - Fysikalsk tilstand
 - Grenseverdier

Hvordan arbeidet utføres

- Hvilke arbeidsoperasjoner som skal kartlegges
 - Organisering av arbeidet
 - Antall eksponerte
 - Frekvens og varighet av eksponering
 - Produksjons- og arbeidsutførelse og variasjoner i dette
 - Om arbeidet utføres innendørs eller utendørs

Kilde eller kilder til eksponering

Slik gjør du

- 1 Innledende vurdering
- [2 Forenklet undersøkelse](#)
- [3 Detaljert undersøkelse](#)

- Kilder til eksponering
 - Forurensing fra kilden
 - Plassering av kilde
- Faktorer som kan påvirke eksponeringsnivåene som for eksempel:
 - Innbygging eller andre tekniske kontrolltiltak
 - Ventilasjon – allmennventilasjon, prosessstilpasset avsug med mer
 - Endringer i produksjonsmengde og liknende
 - Arbeidsbelastning
 - Renhold og ryddighet på arbeidsplassen
 - Vær og vind
 - Årstids- eller sesongvariasjoner

Informasjon fra liknende virksomheter

- Sjekk om det finnes måledata fra tilsvarende virksomheter som kan benyttes?

Metoder for estimering av eksponering

Den innsamlede informasjonen benyttes til å estimere hvilke eksponeringsnivåer som kan forventes i ulike eksponeringssituasjoner.

For å vurdere denne type informasjon er det utviklet flere enkle metoder for å estimere eksponering. En enkel metode er «10er-regelen».

10er-regelen

Ved hjelp av 10er-regelen kan man anslå hvor mye en forurensing vil fortynnes ved ulike tiltak. Forventet fortykning tar utgangspunkt i metningskonsentrasjonen. Det vil si den maksimale konsentrasjon en gass kan oppnå i luft ved en gitt temperatur og trykk, og er basert på praktisk erfaring. Jo bedre kontrolltiltak, jo mer vil konsentrasjonen i luften reduseres. Dette er beskrevet i tabellen under.

Dette bør ikke betraktes som et absolutt eksponeringsnivå, men som et estimat på eksponering.

Tabell. 10er-regelen

| Kontrolltiltak | Forventet fortykning |
|---------------------------------------------------|-----------------------------------|
| Tank / trangt rom uten ventilasjon | 1/10 av metningskonsentrasjon |
| Dårlig ventilasjon | 1/100 av metningskonsentrasjon |
| God allmennventilasjon (> 6 luftskifter per time) | 1/1000 av metningskonsentrasjon |
| Punktavsug | 1/10000 av metningskonsentrasjon |
| Lukket prosessanlegg | 1/100000 av metningskonsentrasjon |

Metningskonsentrasjon (MK) beregnes basert på kjemikalietts damptrykk med følgende formel:

$$MK \text{ (ppm)} = (\text{stoffets damptrykk} / \text{atmosfæretrykk}) * 1\,000\,000$$

Damptrykk kan finnes her: <https://chem.nlm.nih.gov/chemidplus/>
Atmosfæretrykket (760 mm Hg) er konstant.

Eksempel 1

Benzen har et damptrykk ved 25 °C på 95,2 mmHg.

Metingskonsentrasjonen (MK) av benzen ved 25 °C beregnes på følgende måte:

$$\text{MK Benzen} = (95,2 \text{ mm Hg} / 760 \text{ mm Hg}) \times 1\,000\,000 = 125\,000 \text{ ppm benzen.}$$

Hvis benzen ble brukt i et rom med god generell ventilasjon, vil den forventede konsentrasjonen i lufta være 1/1000 av 125 000 ppm = 125 ppm. De fleste yrkeshygienikere som har jobbet med eksponeringsscenarier assosiert med benzen, vet at benzen krever innelukkning for å kunne redusere eksponeringen i størrelsesorden til grenseverdi på 1 ppm.

Eksempel 2

Sykloheksan er et kjemisk stoff som brukes i løsningsmidler og maling. Det har et damptrykk på 93,0 mmHg (25 °C), en verdi som kan sammenlignes med benzen.

$$\text{MK}_{\text{sykloheksan}} = (93,0 \text{ mm Hg} / 760 \text{ mm Hg}) \times 1\,000\,000 = 122\,368 \text{ ppm sykloheksan.}$$

I dette tilfellet vil god generell ventilasjon føre til at konsentrasjonen i lufta vil være 1/1000 av 122 368 ppm = 122 ppm. Dette er under grenseverdien til sykloheksan på 150 ppm.

Metoder for modellering av eksponering

Det finnes også verktøy for modellering av eksponering basert på fysikalske egenskaper, prosesser, ventilasjonsforhold med mer. Ved svært variable eksponeringsforhold vil en modellering kunne gi en bedre vurdering av mulig eksponering enn ved målinger.

Det finnes flere ulike metoder for å gjøre en slik modellering som for eksempel:

[IH tools AIHA](#)

[EMKG-Expo-Tool](#)

[ExpoStats](#)

[GESTIS-Stoffenmanager® Advanced Reach Tool \(ART\)](#)

Der det er eksponering for flere stoffer samtidig, skal det gjøres en samlet vurdering. [Les mer om eksponering for flere stoffer samtidig her.](#)

Det kan være nødvendig å underbygge den faglige vurderingen med noen enkle målinger. Dette kan for eksempel gjøres med direktevisende utstyr, eller personbåret eller stasjonært måleutstyr. Slike enkle målinger kan gjennomføres for å vurdere:

- Toppeksponering. Det vil si antatt maksimumeksponering – også kalt «worst case-måling»*.
- Måling av spesifikke arbeidsoperasjoner.
- Måling av forurensninger nær kilden.

***Worst case-prøvetaking:**

Når den innledende vurderingen viser at det finnes arbeidstakere eller oppgaver som antas å ha høyere eksponering enn vanlig, kan prøvetakingen bli utført for slike situasjoner. Når måleverdien(e) er klart under grenseverdien, kan man anta at eksponeringen til andre arbeidstakere og oppgaver ligger like lavt eller lavere. Målinger med direktevisende instrumenter kan være nyttige ved identifisering av «worst case-situasjoner».

Materialprøver

Ved en innledende vurdering kan det være hensiktsmessig å analysere materialprøver (bulkprøver) for å avklare forekomst av stoffer som er spesielt helsefarlige. Hvis prøvene påviser slike stoffer, må det ofte tas spesielle hensyn når materialet håndteres på arbeidsplassen.

Mest utbredt er undersøkelser av asbest i bygningsmaterialer før sanerings- eller reparasjonsarbeid settes i gang. Et annet eksempel er midler til sandblåsing som ikke skal inneholde mer enn 1 % kvarts (krystallinsk silika).

Ellers kan materialprøver være nødvendige i forbindelse med analyse av enkelte luftprøver som for eksempel oljetåke hvor en oljeprøve benyttes som referanse.

Vurdering og oppfølging

For å avgjøre hva virksomheten bør gjøre videre, må man gjøre noen konklusjoner om funnene etter innsamling av informasjon og estimeringen av eksponeringen. Dette vil utgjøre konklusjonene fra den innledende vurderingen og vil diktere hva virksomheten bør gjøre videre.

Konklusjoner og videre oppfølging

| Konklusjon etter den innledende vurderingen | Videre oppfølging |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Eksponeringen er så lav at den vurderes ikke å ha noen helsemessig betydning*. Ingen endringer forventes. | Avslutt med en rapport. Ny vurdering etter ett år eller etter endring i forholdene som påvirker eksponeringen. |
| Det er ikke mulig å konkludere om grenseverdi kan overskrides eller ikke. Mer informasjon er nødvendig. | Vurder å gjennomføre tiltak for å redusere eksponeringen. Dersom tiltak gjør at man kan anta at eksponeringen er redusert kan man gjøre en ny innledende vurdering. Man kan eventuelt gå videre til forenklet undersøkelse eller detaljert undersøkelse for å få et sikrere resultat på hvor høy eksponeringen er. |
| Eksponering over grenseverdien er sannsynlig eller mistanke om at eksponeringen har gitt eller kan føre til sykdom eller helseplager. | Iverksett tiltak og start en ny innledende vurdering. |
| * Med eksponering så lav at den vurderes å ikke ville ha noen helsemessig betydning menes for eksempel - eksponeringen vurderes å være betydelig under 1/10 av grenseverdi - eksponeringen er av svært kort varighet - stoffet ikke er vurdert å være spesielt potent Vurderingen må begrunnes. | |

Dersom resultatet fra den innledende vurderingen er at det er sannsynlig med eksponering over grenseverdien eller at det er mistanke om at eksponeringen har gitt eller kan føre til helseplager, skal dette følges opp slik:

- Iverksett tiltak for å redusere eksponeringen
- Tiltakene må etterfølges av ny kartlegging, som starter med en ny innledende vurdering.

Dersom resultatet fra den innledende vurderingen viser at man ikke kan konkludere om grenseverdi kan overskrides eller ikke, kan man velge mellom ulike oppfølgingssteg:

- Iverksette tiltak
- Gjøre undersøkelser

Man kan velge å iverksette tiltak for å redusere eksponeringen. Tiltakene må etterfølges av en ny kartlegging, som starter med en ny innledende vurdering.

Dersom det ikke er hensiktsmessig å iverksette tiltak, kan man følge opp den innledende vurderingen med en mer grundig kartlegging for å minske usikkerheten i resultatene.

Man kan da velge å gjennomføre

- en forenklet undersøkelse – minst ressurskrevende, men mer usikre resultater
- en detaljert undersøkelse – mer ressurskrevende, men mindre usikre resultater

Forenklet undersøkelse

En forenklet undersøkelse bygger på den innledende vurderingen og bruker målinger for å vurdere om grenseverdier for konsentrasjon av kjemikalier i arbeidsatmosfæren vil kunne overskrides.

Hensikten med en forenklet undersøkelse er å skaffe mer detaljert informasjon om arbeidstakernes eksponering enn hva en innledende vurdering kan gi.

Resultatene fra målingene brukes til å vurdere om eksponeringen vil kunne overskride grenseverdien.

Planlegging, gjennomføring og analyse av måleresultatene fra en forenklet undersøkelse krever god yrkeshygienisk fagkompetanse.

En forenklet undersøkelse innebærer 3–5 målinger av eksponering for en gruppe av arbeidstakere med sammenliknbar eksponering (SEG). Med én måling menes én 8-timers eksponeringskartlegging.

Sammenlignbar eksponert gruppe (SEG)

Definisjon: Gruppe av arbeidstakere som utsettes for tilnærmet lik eksponering. Dette kan være tilfelle når arbeidstakerne utfører like arbeidsoppgaver med like materialer og prosesser, de utfører oppgavene på lik måte og med lik hyppighet.

Måleresultatene for hver SEG vurderes for seg. En SEG kan bestå av én eller flere arbeidstakere og samme arbeidstaker kan være med i flere SEG-er.

I tillegg til måleresultatene benytter man allerede innsamlet informasjon fra den innledende vurderingen. Dersom den innledende vurdering ikke er gjort, må man minimum hente inn informasjon tilsvarende steg 1 i Innledende vurdering, informasjonsinnhenting, før en forenklet undersøkelse gjøres.

En forenklet undersøkelse gjennomføres på følgende måte:

Planlegg og utfør målinger

Les mer om hvordan du går fram for å planlegge og gjennomføre slike målinger: [Planlegging og utføring av målinger](#)

Vurder måleresultatene

Les mer om vurdering av måleresultater her: [Vurdering av måleresultat](#)

Konkluder

Ved vurdering av måleresultatene etter en forenklet undersøkelse er det den høyeste målte verdien som skal legges til grunn. Jo færre målinger man har, jo lavere skal denne verdien være for at eksponeringen kan ansees som akseptabel. Dersom den høyeste målte verdien er høyere enn det som er akseptabelt, må virksomheten sette i verk tiltak for å redusere eksponeringen. Tiltakene må følges opp med en ny kartlegging. Dersom tiltakene vil påvirke resultatene fra en innledende vurdering, bør en ny kartlegging starte med en ny innledende vurdering. Hvis ikke kan man gå direkte til en ny forenklet undersøkelse eller en detaljert undersøkelse.

Slik gjør du

- [1 Innledende vurdering](#)
- 2 Forenklet undersøkelse
- [3 Detaljert undersøkelse](#)

Dersom den høyest målte verdien er lavere enn det som er akseptabelt kan kartleggingen avsluttes med en rapport. En ny kartlegging bør gjøres etter ett år eller etter endringer som kan påvirke eksponeringen.

| Konklusjon | Videre oppfølging |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <p>Eksponeringen for den enkelte SEG kan anses som akseptabel dersom:</p> <p>3 målinger: maksimumsverdien \leq 10 % av grenseverdien</p> <p>4 målinger: maksimumsverdien \leq 15 % av grenseverdien</p> <p>5 målinger: maksimumsverdien \leq 20 % av grenseverdien</p> | <p>Avslutt med en rapport.</p> <p>Gjør en ny vurdering etter ett år eller etter endringer som kan påvirke eksponeringen.</p> |
| <p>Uakseptabel eksponering for den enkelte SEG foreligger dersom:</p> <p>3 målinger: maksimumsverdien $>$ 10 % av grenseverdien</p> <p>4 målinger: maksimumsverdien $>$ 15 % av grenseverdien</p> <p>5 målinger: maksimumsverdien $>$ 20 % av grenseverdien</p> | <p>Gjennomfør tiltak.</p> <p>Gjør deretter en ny innledende vurdering eller en ny forenklet undersøkelse.</p> <p>Alternativt: Gjennomfør en detaljert undersøkelse for å få flere målinger.</p> |

Detaljert undersøkelse

I en detaljert undersøkelse gjøres flere målinger for å kartlegge og vurdere eksponering for kjemikalier.

Hensikten her er å skaffe et enda mer detaljert underlag for vurdering av arbeidstakernes eksponering enn hva den innledende vurderingen og den forenklete undersøkelsen kan gi. Resultatene fra målingene brukes til å vurdere om eksponeringen vil kunne overskride grenseverdien.

Planlegging, gjennomføring og analyse av måleresultater fra en detaljert undersøkelse krever god fagkompetanse. Bruk av statistikk i vurderingen av målingene gjør at det tas hensyn til antall målinger og spredningen i målingene.

En detaljert undersøkelse krever minimum 6 målinger i en sammenliknbar eksponert gruppe (SEG) av arbeidstakere. Med én måling menes én 8-timers eksponeringskartlegging.

Sammenliknbar eksponert gruppe (SEG)

Definisjon: Gruppe av arbeidstakere som utsettes for tilnærmet lik eksponering. Dette kan være tilfelle når arbeidstakerne utfører like arbeidsoppgaver med like materialer og prosesser, de utfører oppgavene på lik måte og med lik hyppighet.

Måleresultatene for hver SEG vurderes for seg. En SEG kan bestå av én eller flere arbeidstakere og samme arbeidstaker kan være med i flere SEG-er.

I tillegg benyttes informasjon fra den innledende vurderingen og eventuelt også den forenklete undersøkelsen i vurderingen.

En detaljert undersøkelse gjennomføres på følgende måte:

Planlegg og utfør målinger

Les mer om hvordan du går fram for å planlegge og gjennomføre slike målinger: [Planlegging og utføring av målinger](#)

Vurder måleresultatene

Les mer om vurdering av måleresultater her: [Vurdering av måleresultat](#)

Konkluder og følg opp

Ved vurdering av måleresultatene etter en detaljert undersøkelse er det den estimerte høyeste konsentrasjonen som kan forekomme som skal legges til grunn. Denne konsentrasjonen kalles Estimert øvre konsentrasjon (EØK)*, og beregnes ved hjelp av statistikk.

Dersom EØK er lavere enn grenseverdien kan eksponeringen ansees som akseptabel.

Slik gjør du

- [1 Innledende vurdering](#)
- [2 Forenklet undersøkelse](#)
- 3 Detaljert undersøkelse

Dersom EØK er større enn grenseverdien må tiltak iverksettes. Tiltakene må etterfølges av en ny kartlegging. Dersom tiltakene vil påvirke resultatene fra en innledende vurdering, bør en ny kartlegging starte med en ny innledende vurdering. Hvis ikke kan man gå direkte til en ny forenklet undersøkelse eller detaljert undersøkelse.

| Konklusjon | Videre oppfølging |
|--------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Eksponeringen for den enkelte SEG kan anses som akseptabel dersom: EØK < GV | Avslutt med en rapport. Gjennomfør en ny innledende vurdering etter 1 år eller etter endringer som kan påvirke eksponeringen. |
| Uakseptabel eksponering for den enkelte SEG foreligger dersom: EØK ≥ GV | Gjennomfør eksponeringsreducerende tiltak. Gjør deretter en ny innledende vurdering – alternativt en ny forenklet undersøkelse eller detaljert undersøkelse. |

* Estimert Øvre Konsentrasjon (EØK):

Øvre 70 % konfidensgrense til 95 prosentilen. Det vil si den verdien som 95 % av eksponeringene er under med 70 % sikkerhet.

Planlegging og utføring av målinger

Ved planlegging av målinger bør man stille seg noen viktige spørsmål om hva som skal måles, hvilke arbeidstakere det skal måles for, hvor lenge målingene skal vare og hvilke målemetoder man skal benytte. Ulike stoffer og ulike grenseverdier krever ofte også ulike målemetoder.

Planleggingen og utføringen av målinger gjøres på samme måte, uavhengig av om det gjelder [en forenklet undersøkelse](#) eller [en detaljert undersøkelse](#).

Denne siden beskriver hvordan selve målingene av kjemisk eksponering hos arbeidstakere kan gjennomføres.

Se også: [Slik gjør du: Kartlegging og måling](#)

Før man går i gang med planlegging og utføring av målingene, må man først gjøre en [innledende vurdering](#). Kommer man her fram til at det er behov for målinger – en forenklet undersøkelse eller en detaljert undersøkelse – må man ta stilling til noen spørsmål om målingene før man går i gang med den videre planleggingen.

Ta stilling til følgende:

- Skal det gjøres en forenklet undersøkelse eller en detaljert undersøkelse?
- Skal det utføres personbårne, stasjonære eller mobile målinger?
- Når skal målingene gjennomføres?
- Hvor lenge skal målingene vare?
- Hvilke metoder skal man bruke for målingene?

Skal det gjøres en forenklet undersøkelse eller en detaljert undersøkelse?

Forskjellen på en forenklet undersøkelse og en detaljert undersøkelse er antall målinger som gjøres, og hvordan resultatene skal vurderes.

En forenklet undersøkelse innebærer 3–5 målinger, mens en detaljert undersøkelse innebærer minst 6 målinger. Ved personbårne målinger utføres dette antallet målinger for samme gruppe av arbeidstakere med sammenliknbar eksponering (SEG).

Jo færre målinger som gjøres, jo mer usikkerhet vil være knyttet til resultatene. Derfor vil resultatene måtte være lavere for å ansees som akseptable jo færre målinger man har.

Ved en detaljert undersøkelse er det ikke bare antall målinger som påvirker usikkerheten. Her tas også spredningen i resultatene inn i beregningen. Jo større spredning – jo større usikkerhet.

Dersom man ønsker å gjøre et lavt antall målinger, må man altså være klar over at resultatene må være betydelig lavere enn grenseverdi for å kunne ansees som akseptable.

Skal det utføres personbårne, stasjonære eller mobile målinger?

Det er her viktig å finne ut hvilke arbeidstakere som skal vurderes. Det vil ha betydning for hvilken målemetode som bør benyttes.

Vanligvis skal det utføres personbårne målinger, fordi dette er best egnet for å kartlegge arbeidstakernes eksponering. Stasjonære og mobile prøver gir vanligvis ikke et mål på arbeidstakerens personlige eksponering. De kan likevel brukes hvis resultatene gjør det mulig å vurdere arbeidstakers eksponering. I tilfeller hvor forurensningen i lokalet er homogent fordelt, vil stasjonære målinger kunne være tilstrekkelige. I slike tilfeller må resultatene vurderes som del av en SEGs eksponering. Unntaksvis kan mobile prøver benyttes.

Sammenlignbar eksponert gruppe (SEG)

Definisjon: Gruppe av arbeidstakere som utsettes for tilnærmet lik eksponering. Dette kan være tilfelle når arbeidstakerne utfører like arbeidsoppgaver med like materialer og prosesser, de utfører oppgavene på lik måte og med lik hyppighet.

Måleresultatene for hver SEG vurderes for seg. En SEG kan bestå av én eller flere arbeidstakere og samme arbeidstaker kan være med i flere SEG-er.

Personbårne målinger

Personbårne målinger skal utføres i pustesonen, maks 30 cm fra nese og munn, og utenfor eventuelt åndedrettsvern.

Ved utførelse av personbårne målinger må det tas stilling til hvilke arbeidstakere som skal bære måleutstyr på seg.

Vanligvis vil eksponeringen variere fra dag til dag og mellom arbeidstakere. Eksponeringsopplysninger om alle eksponerte arbeidstakere er ønskelig, men som oftest ikke mulig i praksis. Derfor anbefales det å gruppere arbeidstakere med antatt sammenlignbar eksponering i såkalte sammenlignbare eksponerte grupper (SEG).

Eksponeringen vurderes for hver enkelt gruppe. Målinger utført på arbeidstakere i en SEG, regnes som gyldige for alle medlemmer i gruppen, og man kan klare seg med få målinger på et utvalg av gruppe-medlemmene. Målingene bør utføres på tilfeldig utvalgte personer i gruppen.

Hvordan vurdere om arbeidstakerne i gruppen har tilnærmet lik eksponering?

Innenfor en SEG kan eksponeringen variere. Variasjon innad i en SEG er av mindre problem så lenge all eksponeringen enten er veldig lav eller veldig høy. Der eksponeringen er i området rundt grenseverdi er det viktig at inndelingen er mest mulig presis. Hvis laveste verdi er mindre enn halvparten av gjennomsnittet og høyeste måling er mer enn to ganger gjennomsnittet av målingene, må man prøve å finne årsaken til at spredningen er så stor. Eventuelt må man gjøre en ny SEG-inndeling av arbeidstakerne.

Stasjonære målinger

Stasjonære målinger egner seg best til overvåking av bakgrunnsverdier, spesielt over tid, til vurdering av tiltak, lekkasjesøking og så videre.

Ved stasjonær prøvetaking monteres prøvetakingsutstyret om mulig i innåndingshøyden, på faste målesteder på arbeidsplassen eller i arbeidslokalet.

Der forurensninger ikke er homogent fordelt, men kommer fra én eller flere kilder, må målingene foretas ved kildene for å kunne vurderes i forhold til personlig eksponering.

Mobile målinger

I store lokaler kan bakgrunnsnivået variere betydelig. Et tilnærmet gjennomsnittsnivå for slike lokaler kan bestemmes med mobile prøver.

Prøvetakingsutstyret transporteres gjennom en rute i arbeidslokalet som representerer den sonen eller de sonene hvor arbeidstakere kan oppholde seg.

En annen måte å bruke mobile målinger på er at arbeidstaker fotfølges av en annen person som bærer prøvetakingsutstyret.

Når skal målingene gjennomføres?

Dersom arbeidsgiveren gjennom den innledende vurderingen ikke kan dokumentere at forurensningen i arbeidsatmosfæren er på et fullt forsvarlig nivå, jf. forskrift om utførelse av arbeid § 3-2, skal arbeidsmiljøet overvåkes ved regelmessige målinger.

Dette betyr at hvis man etter den innledende vurderingen ikke med sikkerhet kan si at eksponeringen er under grenseverdien, så skal man gjennomføre målinger.

Dersom man i den innledende vurderingen konkluderer med at eksponeringen er høy, skal det først gjøres tiltak for å fjerne eller redusere eksponeringen. Tiltakene skal følges opp med en ny kartlegging.

Mange faktorer kan påvirke eksponeringsnivået over tid. Det kan derfor være en fordel med gjentatte målinger over en lengre tidsperiode fra noen uker og opptil et helt år. Slik kan variasjoner i eksponeringsnivåene forårsaket av endringer i arbeidsoppgaver, råvarer, prosesser og vær- og årstidsvariasjoner fanges opp.

For å vurdere nivået opp mot en grenseverdi bør målingene gjøres i høysesong hvis det er sesongvariasjoner eller på dager hvor det forventes høy eksponering. Det bør for eksempel ikke måles på sommeren hvis porter og dører står åpne.

Hvor lenge skal målingene vare?

Grenseverdiene i forskrift og tiltaks- og grenseverdier representerer en maksimumsverdi for gjennomsnittskonsentrasjonen over 8 timer av et kjemisk stoff i pustesonen til en arbeidstaker.

En prøvetaking over 8 timer tatt i pustesonen gir et resultat som kan vurderes direkte i forhold til grenseverdi.

Med én måling menes en 8 timers-måling. Denne kan bestå av én sammenhengende måling på 8 timer, eller flere kortere målinger. Dersom det brukes kortere målinger må resultatene fra disse regnes om til 8-timers eksponering.

Dersom eksponeringen varierer i løpet av arbeidsdagen, skal hver tidsperiode med ulik eksponering tas med i beregningen. Dersom det i løpet av arbeidsdagen er tidsperioder hvor arbeidstakeren ikke er eksponert, skal dette også tas med i beregningen.

Basert på målt eksponering ved de ulike arbeidsoperasjonene kan den samlede eksponeringen over arbeidsdagen ($C_{8\text{timer}}$) beregnes ved hjelp av følgende formel:

$$\text{Eksponering 8 timer } (C_{8\text{ timer}}) = (C_1 \cdot T_1 + C_2 \cdot T_2 + \dots + C_n \cdot T_n) / 8 \text{ timer}$$

Arbeidsoppgavene (1, 2, ... ,n) resulterer i en målt konsentrasjon ($C_1, C_2, \dots C_n$) med en varighet ($T_1, T_2, \dots T_n$).

Når det gjøres flere målinger i løpet av en dag for å vurdere 8-timerseksponering, regnes disse som en én måling når resultatene skal vurderes.

En fordel ved å måle spesifikke arbeidsoperasjoner er at det gir informasjon om hvilke arbeidsoperasjoner som gir høyest eksponering. Dette er nyttig når forebyggende tiltak skal vurderes.

Formelen ovenfor benyttes også når arbeidstiden overskrider 8 timer. Ved normering mot korttidsverdi erstattes 8 timer i nevneren med 15 minutter.

Måling av forurensinger som har takverdier eller korttidsverdier

Eksponeringen kan variere i løpet av en arbeidsdag. Dette er spesielt viktig å kartlegge for stoffer med takverdi eller korttidsverdi. Ved kartlegging av eksponering for slike stoffer må en tilstrebe å måle i de periodene som gir høyest eksponering. Den oppgaven som fører til høyest eksponering legges til grunn for sammenlikningen med takverdien eller korttidsverdien.

Takverdi

Øyeblikksverdi som angir maksimalkonsentrasjon av et kjemikalie i pustesonen som ikke skal overskrides.

Korttidsverdi

Verdi for gjennomsnittskonsentrasjonen av et kjemisk stoff i pustesonen til en arbeidstaker som ikke skal overskrides i en fastsatt referanseperiode. Referanseperioden er 15 minutter hvis ikke annet er oppgitt.

Stoffer med takverdi har anmerkning «T» og stoffer med korttidsverdi har anmerkning «S» i [vedlegg 1](#) til forskrift om tiltaks- og grenseverdier.

Ved måling av forurensinger som det er fastsatt takverdi for, måles gjennomsnittlig nivå over en meget kort tidsperiode (midlingstid). I slike tilfeller kan man best utføre målinger med direktevisende instrumenter. For stoffer hvor det er tilgjengelig egnet direktevisende instrumenter, anbefales en midlingstid på 10 sekunder. Kortere midlingstid kan være aktuelt for enkelte kjemikalier på grunn av for eksempel svært høy giftighet, og ved bruk av spesielt direktevisende måleutstyr. For metoder som krever oppsamling på adsorbent anbefales en prøvetakingstid på 2–15 minutter avhengig av metodens deteksjonsgrense.

Ved måling av forurensinger hvor det er fastsatt en korttidsverdi, måles gjennomsnittlig nivå over en periode på 15 minutter.

Hvilke metoder skal man bruke for målingene?

Det finnes mange ulike analysemetoder som stiller forskjellige krav til prøvetakingsutstyr, prøvetakingstid, lagring, transport med mer. Måling av kjemiske forurensinger i luft krever at prøvetakingsvolumet er stort nok til at konsentrasjonen av et stoff eller stoffer kan bestemmes med tilstrekkelig nøyaktighet i forhold til grenseverdiene. Valg av filter eller adsorbent er ofte kritisk for den etterfølgende analysen. Det er derfor viktig å ta kontakt med et analyselaboratorium for råd og veiledning om prøvetaking og analyse før målingen.

Analyselaboratorier eller utstyrsleverandører kan ofte gi råd om valg av egnet prosedyre og informasjon om begrensninger i analysemetode som kvantifiseringsgrense, begrensninger i oppsamling og analysemetode og så videre. Etterspør informasjon om usikkerhet i analysemetoden. For standard metoder som krever oppsamling på kullrør eller filtre skal metodene tilfredsstille kravene i standarden «NS-EN 482 Arbeidsplassluft – Generelle krav til utførelse av måling av kjemiske midler».

Les mer om kjemiske analyser her:

[Laboratorietjenester \(stami.no\)](http://stami.no)

Passiv og aktiv prøvetaking av forurensninger

For prøvetaking av forurensninger i arbeidsatmosfæren benyttes ofte to prinsipielt forskjellige teknikker:

Passiv prøvetaking

Passiv prøvetaking baseres på diffusjon av forurenset luft gjennom et stillestående luftlag eller en membran og inn på en adsorbent.

Passive prøvetakere kan være dosimetre, indikatorrør eller diffusjonsrør. Passiv prøvetaking er foreløpig best egnet til forurensninger i damp- eller gassfase og gjerne relatert til blandet forurensning. Prøvetakere som bygger på diffusjon gjennom en membran, er spesielt nyttige i miljøer hvor den aktuelle forurensningen forekommer i en blanding av flere. Årsaken til dette er at membraner kan gjøres mer eller mindre selektive ved å velge et membranmateriale som er lett gjennomtrengelig for den aktuelle forurensningen, men ugjennomtrengelig for andre komponenter.

Man skiller mellom passive prøvetakere hvor resultatet kan lese av direkte, for eksempel ved fargeomslag i indikatorrør, og passive prøvetakere som må analyseres etterpå.

Luftkonsentrasjonen av forurensningen regnes ut etter anvisning fra produsenten av prøvetakingsutstyret. Analyselaboratorier eller utstyrsleverandører skal kunne gi utfyllende informasjon om dette.

Aktiv prøvetaking

Ved aktiv prøvetaking blir en kjent mengde luft pumpet gjennom et oppsamlingsmedium ved hjelp av en pumpe. Oppsamlingsmediumet kan være filter, adsorbent eller væskeløsning (impinger). Aktiv prøvetaking benyttes for forurensninger i gass-, væske- og fast fase, og ofte benyttes kombinert aktiv prøvetaking – av både aerosoler og damp/gass.

Etter en analyse beregnes konsentrasjonen (C) av forurensning i lufta etter følgende uttrykk:

C = masse / luftvolum gjennom prøvetakeren

Luftvolumet gjennom prøvetakeren beregnes ut fra hastigheten på gjennomstrømmingen av lufta (flow, L/min) og prøvetakingstiden.

Det er viktig at prøvetakingstiden og flow registreres med stor nøyaktighet. Små unøyaktigheter kan gi stor usikkerhet i en beregnet konsentrasjon, og usikkerheten øker jo kortere prøvetakingstiden er. Flow bør derfor kontrolleres jevnlig, minimum før og etter prøvetakingen.

Direktevisende målemetoder

Med direktevisende målemetoder skjer prøvetakingen og analysen i ett trinn, og konsentrasjonen kan leses av direkte. Direktevisende utstyr brukes i hovedsak til korttidsprøver (3–15 minutter), men kan også være egnet for langtidsmålinger av enkelte komponenter.

Direktevisende målemetoder er spesielt egnet for kartlegging av luftforurensninger i arbeidsatmosfæren som et ledd i [den innledende vurderingen](#), og ved utvelgelse av arbeidstakere for eksponeringsmålinger i [forenklet undersøkelse](#) eller [detaljert undersøkelse](#).

Ofte er direktevisende målemetoder et nyttig verktøy til å identifisere forurensende kilder og vurdere hvor eventuelle eksponeringsreducerende tiltak skal settes inn.

Direktevisende målemetoder er også nyttige ved måling av gasser som har en takverdi. Instrumentene er ofte utstyrt med en alarm som aktiviseres når en viss verdi overskrides.

Direktevisende instrumenter brukes også for å følge konsentrasjoner over tid. Det er nyttig for å kunne vurdere forurensninger som kan forårsake akutte helseeffekter. Man kan også studere tidsbegrensede aktiviteter

Direktevisende måleinstrumenter er utviklet for organiske løsemidler, uorganiske gasser og partikler.

For mange gasser kan også indikatorrør benyttes. Indikatorrør brukes i hovedsak til korttidsprøver (3–15 minutter), men de finnes også for langtidsprøver.

Kalibrering av instrumentet i henhold til produsentens anbefalinger er en forutsetning for å få pålitelige måleresultater.

Hvis man ønsker å måle relative forskjeller i eksponering, har absolutt kalibrering mindre betydning.

Metoder for måling av ulike typer forurensninger

Det finnes mange ulike målemetoder. Valg av metode avgjøres av hvilken type forurensning man ønsker å fange opp.

Måling av aerosoler (støv, tåke og røyk)

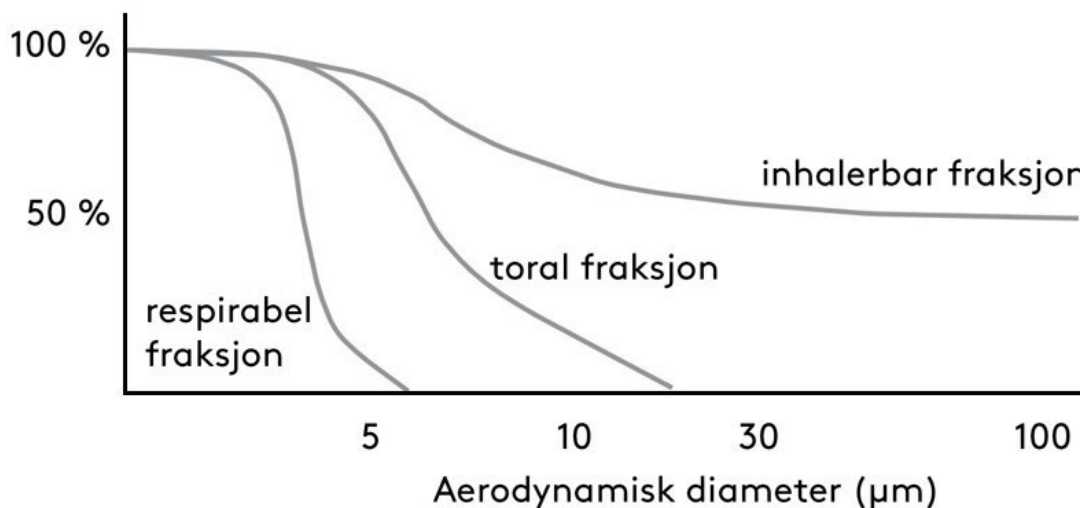
Aerosol er en fellesbetegnelse på finfordelte partikler av enten fast stoff eller væske i en gass, eller en blanding av fast stoff og væske i luft. Størrelsen på partiklene kan variere fra mindre enn 10 nanometer til over 100 mikrometer. Støv, tåke og røyk er aerosoler.

Les mer om hva aerosoler er her: [Kjemikalier](#)

Aerosolens partikkelstørrelse har betydning for om en aerosol kan forårsake helseskade ved innånding. Partikkelstørrelsen er definert ved partikkelens aerodynamiske diameter (d_{ae}). Aerodynamisk diameter er avhengig av partikkelens tetthet, form og størrelse. Den tilsvarer diameteren til en sfærisk partikkel med tetthet lik 1 g/cm^3 og med samme fallhastighet som den aktuelle partikkelen.

Ved prøvetaking av aerosoler er følgende aerosolfraksjoner av interesse:

- **Totalstøv:** alle partikler i luften
- **Inhalerbar fraksjon**
Massefraksjonen av det totale antallet luftbårne partikler som kan inhaleres gjennom nese og munn. Forenklet sagt tilsvarer dette alle partikler $\leq 100 \mu\text{m}$.
- **Torakal fraksjon**
Massefraksjonen av inhalerte partikler som kan passere strupehodet. Forenklet sagt tilsvarer dette alle partikler $< 30 \mu\text{m}$
- **Respirabel fraksjon**
Massefraksjonen av inhalerte partikler som kan trenge ned til de terminale bronkiolene og lungeblærene. Forenklet sagt tilsvarer dette alle partikler $< 10 \mu\text{m}$.



Andel av den totale aerosolen som funksjon av partikkeldiameter i inhalerbar, torakal og respirabel fraksjon som definert i standard NS-EN 481.

Figur: Andel av den totale aerosolen som funksjon av partikkelstørrelse som inngår i inhalerbar, torakal og respirabel fraksjon som definert i standard NS-EN 481.

Ved prøvetaking av aerosoler må man ta hensyn til hvilken av disse aerosolfraksjonene som er relevant med tanke på vurdering av helseeffekt. For enkelte stoffer er det ulike grenseverdier for ulike aerosolfraksjoner. Dette er oppgitt i forskrift om tiltaks- og grenseverdier, [vedlegg 1](#). Hvis prøveresultatene skal vurderes opp mot en grenseverdi, er det viktig at prøvetakingsutstyret tilfredsstiller kravene til oppsamlingseffektivitet for den aktuelle aerosolfraksjonen.

Utstyr for prøvetaking av aerosoler på filter

Prøvetaking av aerosoler gjøres vanligvis som aktiv prøvetaking ved oppsamling på filter. Aerosolen samles på filteret ved hjelp av en pumpe som pumper en kjent mengde luft gjennom filteret.

Prøvetakingspumper

Til personlig prøvetaking av forurensninger i arbeidsatmosfæren benyttes bærbare pumper hvor en kjent mengde luft blir pumpet gjennom et oppsamlingsmedium.

En stabil og korrekt luftgjennomstrømningshastighet, flow (L/min), er viktig for at riktig aerosolfraksjon skal samles opp og fordi denne måleverdien brukes i utregningen av konsentrasjoner. Hvor høy flow som skal benyttes er avhengig av type prøvetaker, og skal innstilles etter anvisning fra leverandør eller laboratorium.

Ved etterfølgende analyser kan konsentrasjonen av forurensninger i den prøvetatte luften bestemmes.

Pumper som benyttes til prøvetaking skal oppfylle følgende krav:

- De skal ha automatisk flytkontroll som holder en konstant flow gjennom prøvetakeren selv om motstanden over filtret endres under prøvetakingen som en følge av økt belastning.
- De skal ha mulighet for å justere flowen.
- De skal ha en driftstid på minst to timer, helst åtte timer med fullt oppladete batterier.

I tillegg er det en fordel at pumpen enten har en indikator som viser funksjonsfeil, eller en automatisk stoppfunksjon slik at den stanser hvis flowen endres vesentlig i prøvetakingsperioden. Pumpen bør da ha en også ha en funksjon som registrerer stopptidspunktet.

Til måling av flow gjennom filtret før og etter prøvetaking, kan det benyttes et eksternt rotameter. Rotameteret skal kalibreres jevnlig mot en standard.

For nærmere informasjon om krav til pumper henviser vi til følgende standarder:

- NS-EN ISO 13137:2013 – Arbeidsplassluft – Pumper for individuell prøvetaking av kjemiske og biologiske agenser
- NEK EN 60079-0 – Eksplosjonsfarlige områder – Del 0: Utstyr – Generelle krav

Prøvetakere

Valg av prøvetaker er avhengig av hvilken aerosolfraksjon man ønsker å ta prøve av. For prøvetaking av respirabel, torakal eller inhalerbar aerosolfraksjoner skal det velges en prøvetaker med oppsamlingseffektivitet som følger anbefalingene i NS-EN 481. Kun et fåtall prøvetakere oppfylder kravene i NS-EN 481 og gjerne for bare en av aerosolfraksjonene.

Ved prøvetaking av respirabel eller torakal aerosolfraksjon brukes oftest sykklonprøvetakere. Dette er prøvetakere med en foravskiller som separerer ut og samler opp den aktuelle aerosolfraksjonen på et filter, forutsatt at de blir operert på riktig måte. Riktig flow er spesielt viktig.

Mange av grenseverdiene for aerosoler spesifiserer ikke hvilken fraksjon som skal vurderes. Ved prøvetaking av disse stoffene brukes en tredelt plastkassett (totalstøvkassett) som samler opp alt støv. Denne prøvetakeren finnes i to varianter, med diameter 37 mm eller 25 mm. Denne prøvetakeren tilfredsstiller ikke kravene til prøvetaking av en spesifikk aerosolfraksjon. Prøvetakeren vil underestimere den inhalerbare fraksjonen, spesielt ved prøvetaking av aerosoler med aerodynamisk diameter > 15 µm. For vurdering mot grenseverdi er det derfor viktig å gjøre seg kjent med hvilken prøvetaker som skal benyttes for de ulike forurensningskomponentene og aerosolfraksjonene.

Det er viktig å merke seg at prøvetakere som er utviklet for personlig prøvetaking, ikke nødvendigvis vil ha samme egenskaper hvis de blir benyttet stasjonært som når de blir benyttet personlig. Dette skyldes aerodynamiske effekter.

Filter

Valg av filtermateriale er avhengig av hvilken type forurensing som skal samles opp og prøvetakerens utforming. Vanligvis er prøvetakere utformet for oppsamling på filtre med diameter på 25 mm eller 37 mm.

Benytt filter med rutenett for prøvetaking av fiberholdig støv, der antall fiber skal telles.

Direktevisende utstyr for måling av aerosoler

I tillegg til prøvetaking på filter, kan aerosoler prøvetas ved hjelp av direktevisende målemetoder:

Direktevisende utstyr

Måling av aerosoler med direktevisende utstyr er som oftest basert på lysspredning. Intensiteten av lysspredningen gir et mål på antall partikler som blir belyst. Egenskaper ved partiklene som størrelse, form, overflatestruktur og optiske egenskaper, påvirker intensiteten av lysspredningen. Partikkelvekten må estimeres ut fra lysspredning og antatt tetthet. Instrumentene bør derfor kalibreres med støvtypen som skal måles, og kalibreringen skal utføres i henhold til produsentens anvisninger.

En annen type direktevisende instrument for aerosoler er fotometre. Disse instrumentene underestimerer partikler større enn 10 µm. Denne feilen kan korrigeres hvis det benyttes instrumenter som teller enkeltpartikler og klassifiserer disse etter størrelsen.

Stasjonære målinger av aerosoler

Stasjonære målinger av aerosoler kan utføres både ved oppsamling på filter og med direktevisende utstyr. Det er imidlertid viktig å være klar over at Prøvetaking av store partikler er vanskelig med stasjonært utstyr, fordi slike partikler sedimenterer raskt. Konsentrasjonen av store partikler nær stasjonære prøvetakere er som oftest lavere enn i innåndingssonen. Sedimentasjon av store partikler fører også til at støvkonsentrasjonen kan endre seg betydelig over korte avstander og over kort tid.

Mange prøvetakere er kun uttestet for personlig prøvetaking og ikke for stasjonære målinger.

Måling av løsemidler og andre flyktige organiske forbindelser

Under følger en beskrivelse av de vanligste metodene for prøvetaking av løsemidler og andre flyktige organiske forbindelser.

Adsorbenter

Den vanligste prøvetakingsmetoden for løsemidler og flyktige organiske forbindelser er oppsamling på en adsorbent ved hjelp av aktiv eller passiv prøvetaking.

Aktivt kull er den mest brukte generelle adsorbenten for løsemidler og andre flyktige organiske forbindelser, og prøvetaking utføres som oftest med kullrørsmetoden. Da brukes adsorpsjonsrør fylt med aktivt kull, for det meste såkalte NIOSH-type kullrør. Det vil si adsorpsjonsrør av typen SKC artikkel nr. 226-01/SKC 226-09 eller tilsvarende. Disse kullrørene er fylt med to kullseksjoner, en hoveddel og en kontrollidel. Metoden er nærmere beskrevet i ISO 16200-1:2001 som også omfatter andre adsorbenter.

Kullrørens kapasitet varierer med type løsemiddel og hvilken blanding av løsemidler som foreligger. Det er derfor viktig å tilpasse prøvetakingshastighet og -tid for å unngå overbelastning av kullrøret. Overbelastning skjer når adsorbenten ikke har kapasitet til å fange opp mer av forurensingen, slik at forurensingen fanges opp i kontrollidelen. En flow på 50 mL/min er vanlig, og et totalt luftvolum på maksimalt 10–12 liter (3–4 timers prøvetid) anses i de fleste eksponeringssituasjoner passende for å unngå overbelastning. Dersom flow er for høy vil forurensingen ikke ha nok tid til å adsorberes, og ved analyse vil man finne forurensing i hovedsak kontrollidelen. For enkelte polare og svært flyktige forbindelser, f.eks. etanol og eter, kan det være nødvendig med kortere prøvetid for å unngå overbelastning. Kullrørsmetoden kan også anvendes til korttidsprøver.

Det finnes en rekke andre adsorbenter som kan brukes til både generelle og mer spesifikke oppgaver:

For oppsamling av reaktive og ustabile forbindelser, for eksempel formaldehyd, anvendes adsorpsjonsrør impregnert med et egnet derivatiseringsreagens. Impregnerte filtre kan også benyttes. De reaktive stoffene vil i oppsamlingstrinnet reagere med dette reagenset og danne et stabilt derivat, kjemisorpsjon.

For metanol, N-metyl-2-pyrrolidon og ketoner anbefales silikagelrør som adsorbenter. I situasjoner med mange og ulike typer løsemidler, kan det være nødvendig å ta prøver parallelt med forskjellige typer adsorbenter.

I tillegg kan en adsorpsjonsløsning i en impinger også brukes til prøvetaking av løsemidler og andre flyktige forbindelse. Dette er gassvaskeflasker med reagensløsning. Impingere egner seg i liten grad til personlige prøver og brukes derfor mest til stasjonære prøver.

Prøvetaking med dosimetre

Løsemidler og andre flyktige organiske forbindelser kan også prøvetas ved hjelp av dosimetre. Disse benyttes til personlige målinger og primært til langtidsmålinger. Det er to typer dosimetre som er egnet ved prøvetaking av løsemidler og andre flyktige organiske forbindelser:

- en flat type (badge)
- en rørtype

Badge-prøvetakere har en høy oppsamlingshastighet. Luftstrømmen forbi dosimeteroverflaten må ha en hastighet på minimum 5–10 cm/s. Denne typen prøvetakere bør derfor ikke benyttes til stasjonær prøvetaking i områder med lite luftbevegelse, men kan brukes til personlig prøvetaking hvor kroppens naturlige bevegelser gir tilstrekkelig luftbevegelse. Badge-prøvetakere kan også benyttes til korttidsprøver (15 min.) under forhold hvor man forventer relativt høye konsentrasjoner.

Rørtype prøvetakere har lave oppsamlingshastigheter, og krever en hastighet på luftstrømmen forbi dosimetret på minimum 0,1 cm/s. De kan brukes i de fleste målesituasjoner, men er bare egnet til helskiftprøver på grunn av lav oppsamlingshastighet.

Oppsamling av løsemidler og flyktige organiske forbindelser er nærmere beskrevet i ISO/FDIS 16200-2, som også beskriver ulike dosimetre og andre adsorbenter.

Direktevisende instrumenter

Det finnes flere typer direktevisende instrumenter som kan brukes for måling av flyktige organiske forbindelser.

Måling av uorganiske gasser og damper

Ved prøvetaking av uorganiske gasser og damper kan forskjellige typer prøvetakingsutstyr brukes:

Direktevisende målemetoder

Det mest utbredte prinsippet for måling av uorganiske gasser i arbeidsatmosfæren er basert på en elektrokjemisk reaksjon mellom sensor og gassen. Prinsippet er basert på diffusjon av gassmolekyler over en membran og inn i et kjemisk system hvor det skjer en kjemisk reaksjon.

Mange sensorer er kryssfølsomme overfor enkelte andre gasser. Sensorene må kalibreres jevnlig mot en kalibreringsgass med kjent konsentrasjon. Sensorene har begrenset levetid, fra måneder til år.

Disse instrumentene finnes i varianter med mulighet for innebygd loggfunksjon og alarmgrenser.

I tillegg kan indikatorrør brukes.

Aktiv oppsamling på medium

Uorganiske gasser kan også samles opp ved hjelp av et medium. Mediumet kan være impregnerte filter, adsorpsjonsrør eller væskeløsning (impinger), og oppsamlingen er basert på en kjemisk reaksjon mellom forurensningen og et kjemisk reagens som danner en stabil forbindelse.

Måling av aerosol og damp/gass samtidig

I enkelte sammenhenger vil det være aktuelt med samtidig prøvetaking av aerosol og damp/gass. Dette gjøres ved seriekobling av aerosolfilter for oppsamling av partikulært materiale og en adsorbent eller gassfilter for oppsamling av damp eller gass.

Regelverk

Om grenseverdier: [Forskrift om tiltaks- og grenseverdier kap. 5](#)

Mer informasjon

Se vår stegvis guide: [Kartlegging og målinger av forurensing i arbeidsatmosfæren](#)

Vurdering av resultater fra måling av kjemiske forurensinger

Etter at målinger av kjemiske forurensinger i arbeidsatmosfæren er gjennomført, må det gjøres en vurdering av om eksponeringen som er målt er akseptabel eller om det er nødvendig med tiltak for å redusere eksponeringen.

Vurdering av måleresultater krever god yrkeshygienisk kompetanse. Det er derfor som regel nødvendig for arbeidsgivere å benytte kompetansen hos bedriftshelstjenesten eller andre for dette.

Beregning av eksponering basert på måleresultater

Måleresultatene skal sammenliknes mot grenseverdiene for de aktuelle stoffene. Enkelte stoffer har både en korttidsverdi og en grenseverdi. For et begrenset antall stoffer er det fastsatt takverdier.

Grenseverdi

Maksimumsverdi for gjennomsnittskonsentrasjonen av et kjemisk stoff i pustesonen til en arbeidstaker i en fastsatt referanseperiode på åtte timer.

Korttidsverdi

Korttidsverdi er en verdi for gjennomsnittskonsentrasjonen av et kjemisk stoff i pustesonen til en arbeidstaker som ikke skal overskrides i en fastsatt referanseperiode. Referanseperioden er 15 minutter hvis ikke annet er oppgitt.

Takverdi

Takverdi er en øyeblikksverdi som angir maksimalkonsentrasjon av et kjemikalie i pustesonen som ikke skal overskrides.

Grenseverdiene finner du i [vedlegg 1 til forskrift om tiltaks- og grenseverdier](#).

Stoffer med korttidsverdi har der anmerkning «S» og stoffer med takverdi har anmerkning «T». For stoffer som har både grenseverdi og korttids- /takverdi måleresultatene vurderes i forhold til begge disse. Det skal gå minst en time mellom hver korttidsperiode (15 minutter) med eksponering.

Omregning til verdier som kan sammenliknes med grenseverdiene

Når måleresultater skal vurderes i forhold til en grenseverdi eller en korttidsverdi, må eksponeringen normeres i forhold til den oppgitte referansetiden. Ved varierende prøvetakingstider må man beregne gjennomsnittskonsentrasjonen over referansetiden ved bruk av følgende formel:

Eksposering 8 timer ($C_{8\text{ timer}} = (C_1 \cdot T_1 + C_2 \cdot T_2 + \dots + C_n \cdot T_n) / 8\text{ timer}$)

Arbeidsoppgavene (1, 2, ..., n) resulterer i en målt konsentrasjon (C_1, C_2, \dots, C_n) med en varighet (T_1, T_2, \dots, T_n).

Når det gjøres flere målinger i løpet av en dag for å vurdere 8-timerseksponering, regnes disse som en én måling når resultatene skal vurderes.

En slik beregning krever data for alle oppgaver hvor arbeidstakeren blir eksponert. Formelen ovenfor benyttes også når arbeidstiden overskrider 8 timer (t). Ved normering mot korttidsverdi erstattes 8 timer i nevneren med 15 minutter.

Eksposering for flere stoffer samtidig

Eksposeringen er ikke nødvendigvis akseptabel selv om måleresultatet for hvert enkelt stoff er akseptabelt. Dette er fordi når flere forskjellige kjemiske stoffer forekommer sammen, kan de ha en større helseeffekt sammen enn «summen» av virkningene de har hver for seg (synergistisk effekt). De kan også i enkelte tilfeller gi en tilsvarende mindre virkning (antagonistisk effekt). Ofte er slike mekanismer lite kjent. Hvis arbeidstakere blir eksponert for mer enn ett stoff, må man ta hensyn til dette både ved kartlegging og vurdering av måleresultatene.

Eksposeringsindeks

En første tilnærming vil være å beregne en samlet eksponeringsindeks (E_{indeks}). E_{indeks} brukes for alle stoffer uavhengig av hvilken virkning de har på kroppen.

Eksposeringsindeksen beregnes ved summasjonsformelen:

$$E_{\text{indeks}} = (C_{(8\text{ timer})1} / GV_1) + (C_{(8\text{ timer})2} / GV_2) + (C_{(8\text{ timer})3} / GV_3) + (\dots) + (C_{(8\text{ timer})n} / GV_n)$$

hvor «C» angir målt konsentrasjon over 8 timer av de kjemiske stoffene 1,2,...,n på arbeidsplassen og «GV» angir grenseverdien for de samme kjemiske stoffene.

E_{indeks} vurderes på samme måte som et stoff med grenseverdi lik 1. Ved mindre enn 6 målinger benyttes kriteriene for «Forenklet undersøkelse». Ved 6 eller flere benyttes kriteriene for «Detaljert undersøkelse».

Viser det seg at vurderingen basert på en eksponeringsindeks konkluderer med at eksponeringen er over grenseverdi, kan en gå videre og gjøre en vurdering som tar hensyn til stoffenes egenskaper. Det er da viktig å ha kunnskap om stoffenes helseeffekt og toksikologisk data, blant annet om hvordan stoffene påvirker hverandre.

Man må vurdere om det er nødvendig å ta målinger av alle stoffene eller om ett eller noen få stoffer kan benyttes som indikator for totaleksponeringen. Det er imidlertid viktig å undersøke om stoffet/stoffene er egnet som indikator for samtlige stoffer. Slike vurderinger er vanskelige og bør skje i samråd med fagfolk på området.

Additiv effekt

I noen tilfeller er det ikke en forsterkende eller svekkende virkning når flere stoffer opptrer samtidig. Hvis stoffene også har lik virkning på mennesker, kan den sammenlagte eksponeringen med sammenlignbar effekt vurderes ut fra addisjonsformelen for additiv effekt (E_{add}). Dette gjelder for eksempel for løsemidler.

Additiv effekt beregnes ved addisjonsformelen:

$$E_{\text{add}} = (C_{(8 \text{ timer})1} / GV_1) + (C_{(8 \text{ timer})2} / GV_2) + (C_{(8 \text{ timer})3} / GV_3) + \dots + (C_{(8 \text{ timer})n} / GV_n)$$

hvor «C» angir konsentrasjonen over 8 timer de kjemiske stoffene 1,2,...,n på arbeidsplassen og «GV» angir grenseverdien for de samme kjemiske stoffene.

E_{add} vurderes på samme måte som et stoff med grenseverdi lik 1. Ved mindre enn 6 målinger benyttes kriteriene for Forenklet undersøkelse. Ved 6 eller flere benyttes kriteriene for Detaljert undersøkelse.

Det er også nødvendig å vurdere forhold som kan føre til at arbeidstakeren blir utsatt for høyere doser enn vist ved målinger. Dette kan for eksempel forekomme når arbeidstiden er lengre enn 8 timer, eller ved hardt fysisk arbeid som øker opptaket av forurensninger.

Vurdering av eksponering ved forlenget skiftlengde

Grenseverdiene som er fastsatt i forskrift om tiltaks- og grenseverdier gjelder for 8 timer. I mange tilfeller jobber arbeidstakere skift som er lengre enn 8 timer, eller mer enn 40 timer per uke. Da vil tiden hvor arbeidstakerne eksponeres være lengre, i tillegg til at restitusjonstiden mellom to skift er kortere. For å sikre at eksponeringen ikke blir uforsvarlig bør grenseverdien i slike tilfeller reduseres.

Utrekning av reduksjonsfaktor for grenseverdier

Det finnes ulike metoder for å beregne en faktor for redusering av grenseverdien. Arbeidstilsynet anbefaler en metode som kalles Brief & Scala. Denne metoden kan brukes for stoffer med systemisk effekt, men kan ikke brukes ved arbeidstid kortere enn 7 timer per dag eller 40 timer per uke, ved 24-timers eksponering eller for stoffer med irritasjonseffekter.

Ved Brief & Scala-metoden beregnes en reduksjonsfaktor ved hjelp av følgende formel:

$$\text{Reduksjonsfaktor} = 8 / t * (24-t) / 16$$

hvor t = antall timer arbeidet per dag.

Man kan også beregne en ukentlig reduksjonsfaktor dersom arbeidstakerne jobber sju dager i uka ved hjelp av følgende formel:

$$\text{Ukentlig reduksjonsfaktor} = 40 / T * (168-T) / 128$$

hvor T = antall timer arbeidet per uke.

Grenseverdien multiplisert med reduksjonsfaktoren gir den justerte grenseverdien.

Eksempel

En arbeidstaker jobber 12 timers-skift hvor han eksponeres for toluen. Grenseverdien for toluen er 25 ppm.

$$\text{Reduksjonsfaktor} = 8 / 12 * (24-12) / 16$$

$$\text{Reduksjonsfaktor} = 0,5$$

Den justerte grenseverdien i dette tilfellet blir dermed:

$$25 \text{ ppm} * 0,5 = 12,5 \text{ ppm.}$$

Vurdering av om måleresultatene er akseptable

Først gjøres en faglig vurdering av resultatene:

- Ble de som forventet?
- Er det trender i resultatene som bør påvirke tolkningen av resultatene?

Deretter sammenlignes de normerte verdiene med grenseverdien eller med korttidsverdien eller takverdien. Hvordan man gjør denne sammenligningen avhenger av om det gjøres en forenklet eller en detaljert undersøkelse. Jo færre målinger man har, jo lavere må resultatene være for å kunne ansees som akseptable.

Samtidig er det viktig å huske at målet er å ligge så langt under grenseverdien som mulig, siden grenseverdiene ikke skiller klart mellom farlige og ufarlige konsentrasjoner.

Vurdering av måleresultatene etter en forenklet undersøkelse

Den høyeste målte verdien, maksimumsverdien, er avgjørende for om eksponeringen er akseptabel.

Tabell 1. Konklusjon og oppfølging av måleresutater etter en forenklet undersøkelse.

| Konklusjon | Oppfølging |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <p>Eksponeringen for den enkelte SEG kan anses som akseptabel dersom:</p> <p>3 målinger: maksimumsverdien \leq 10 % av grenseverdien</p> <p>4 målinger: maksimumsverdien \leq 15 % av grenseverdien</p> <p>5 målinger: maksimumsverdien \leq 20 % av grenseverdien</p> | <p>Avslutt med rapport.</p> <p>Ny vurdering etter ett år eller etter endringer som kan påvirke eksponering.</p> |
| <p>Uakseptabel eksponering for den enkelte SEG foreligger dersom:</p> <p>3 målinger: maksimumsverdien $>$ 10 % av grenseverdien</p> <p>4 målinger: maksimumsverdi $>$ 15 % av grenseverdien</p> <p>5 målinger: maksimumsverdien $>$ 20 % av grenseverdien</p> | <p>Gjennomfør tiltak. Gjør deretter en ny innledende vurdering. Alternativt kan man gå rett til ny forenklet undersøkelse eller detaljert undersøkelse etter at tiltak er gjennomført.</p> <p>Dersom tiltak ikke er mulig eller hensiktsmessig, kan man gå videre til detaljert undersøkelse for å få flere og mer nøyaktige målinger.</p> |

Vurdering av måleresultatene etter en detaljert undersøkelse

Når det foreligger 6 eller flere målinger for hver SEG skal det gjøres en statistisk vurdering av resultatene, og på bakgrunn av dette beregnes Estimert Øvre Konsentrasjon (EØK).

Estimert øvre konsentrasjon (EØK):

Øvre 70% konfidensgrense til 95%tilen, det vil si den verdien som 95 % av all eksponering er under med 70 % sikkerhet.

Les mer om statistisk vurdering av måleresultatene og hvordan du beregner estimert øvre konsentrasjon (EØK):

Statistisk vurdering av måleresultat

Eksponeringen vurderes å være akseptabel når estimert øvre konsentrasjon er mindre enn grenseverdien.

Tabell 2. Konklusjon og oppfølging av vurderingen av måleresultatene ved en detaljert undersøkelse.

| Konklusjon | Oppfølging |
|--------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Eksponeringen for den enkelte SEG kan anses som akseptabel dersom: $EØK < GV$ | Avslutt med rapport. Ny vurdering etter ett år eller etter endringer som kan påvirke eksponeringen. |
| Uakseptabel eksponering for den enkelte SEG foreligger dersom: $EØK \geq GV$ | Gjennomfør tiltak. Gjør deretter en ny innledende vurdering. Alternativt kan man gå rett til en ny forundersøkelse eller en ny detaljert undersøkelse. |

Vurdering av eksponering for stoffer uten grenseverdi

For stoffer der det i Norge ikke er gitt grenseverdier, kan virksomheten selv sette interne grenser for akseptabel eksponering for å forebygge helseskader.

Dette kan gjøres ved å bruke en eller flere av disse metodene:

- se til andre lands grenseverdier, for eksempel tyske grenseverdier (Ausschuss für Gefahrstoffe (AGS), 2019a, 2019b), MAK-verdier (Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG), 2019), ACGIHs TLV (ACGIH, 2019) eller NIOSHs RELs. En sammenstilling av internasjonale grenseverdier kan du finne hos [GESTIS \(dguv.de\)](https://www.gestis.de).
- ved hjelp av toksikologiske data eller epidemiologiske studier for stoffene
- sammenligne med andre stoffer som har lignende kjemiske egenskaper

Det kan være nyttig å ta kontakt med fagmiljøer med kompetanse på området. For stoffer som mistenkes å medføre helseisiko, men hvor det ikke finnes tilstrekkelig kunnskap om helsefaren, er tiltak som fjerner eller reduserer eksponeringen så mye som mulig spesielt viktig.

Kortvarige overskridelser av grenseverdier

For enkelte stoffer er det satt korttidsverdier eller takverdier. For stoffer som ikke har en korttidsverdi eller en takverdi, kan kortvarige overskridelser av grenseverdien tillates forutsatt at gjennomsnittskonsentrasjonen for 8-timers arbeidsdag holdes under grenseverdien.

Hvor store og hvor langvarige overskridelser som kan aksepteres, må vurderes i forhold til de toksiske egenskapene for kjemikallet og mot de andre arbeidsmiljøfaktorene på arbeidsplassen som for eksempel støy, varme, med mer.

Hvis det ikke foreligger en korttidsverdi eller takverdi anbefales følgende:

- Internasjonale korttidsgrenseverdier (se over)
- [Tommelfingerreglene](#)

Måleresultater under den nedre grensen for analyse- eller målemetoden

De fleste analysemetoder har nedre grense for når de kan gi et kvantifiserbart resultat. Når dette forekommer skal dette angis tydelig i målerapporten.

Verdier under nedre grense kan enten være en reell 0-verdi, eller ligge mellom 0 og den nedre grensen. Det finnes flere ulike metoder for hvordan slike verdier kan håndteres, men

Arbeidstilsynet anbefaler følgende:

- Ved «Forenklet undersøkelse»:
For resultat under nedre grense benyttes nedre grense for metoden.
- Ved «Detaljert undersøkelse»:
For resultat under nedre grense benyttes beta-verdier
(Ganser & Hewett, 2010).

Statistisk vurdering av måleresultat

Ved seks eller flere målinger av et kjemisk stoff i arbeidsatmosfæren, må man gjøre statistiske beregninger for å avgjøre om eksponeringen er akseptabel eller ikke.

Når man har utført 6 eller flere målinger skal det gjøres en statistisk vurdering av måleresultatene.

Da beregnes estimert øvre konsentrasjon (EØK). For at eksponeringen skal anses som akseptabel må EØK være mindre enn grenseverdien eller korttidsverdien som den sammenliknes mot.

Estimert øvre konsentrasjon (EØK)

Øvre 70 prosent konfidensgrense til 95 prosenttilen.

Den tilsvarer den verdien som 95 prosent av eksponeringene er under med 70 prosent sikkerhet.

Det finnes to ulike fremgangsmåter for å beregne EØK. Hvilken metode som skal anvendes avhenger av om måleresultatene er «normalfordelte» eller «log-normalfordelte»:

- Ved færre enn 10 målinger skal man anta at resultatene er log-normalfordelte.
- Ved flere enn 10 målinger vil man vanligvis kunne anta at måleresultatene er log-normalfordelte.

Normalfordeling

Normalfordeling av måleresultatene er sjelden, men kan forekomme der hvor eksponeringen kjennetegnes av én av disse to situasjonene:

1. Én eller svært få dominerende (stasjonære) kilder
2. Tilfeldige variasjoner og feilkilder som overskygger de faktorene som bestemmer eksponeringen.

Eksempler på 1:

- Målinger av karbondioksid (CO₂) i et åpent kontorfellesskap med stabil bemanning.
- Måling av døgnjennomsnitt av radon (Ra) eksponering.

Eksempler på 2:

- Måling av korttids eksponering.
- Måling av eksponering i nærheten av deteksjonsgrensen for metoden.

Gjør statistiske beregninger

For å være 100 prosent sikker på om resultatene er normalfordelte eller log-normalfordelte, må man gjøre statistiske beregninger.

Jo færre målinger man har, desto mer faglig skjønn må brukes.

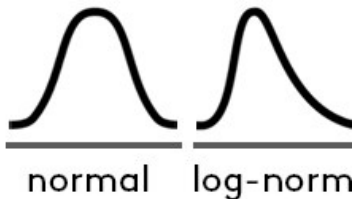
Normal fordeling eller log-normal fordeling?

Hvis måledataene er fordelt jevnt rundt et enkelt sentralt gjennomsnitt, det vil si at nesten like mange verdier er over gjennomsnittet som under, betegnes denne type fordeling ofte som «normal» eller «gaussisk».

Hvis dataene imidlertid ikke ligger symmetrisk rundt et enkelt sentralt gjennomsnitt, men heller mot én side, blir den ofte behandlet som en «log-normal» fordeling.

Observasjoner av mange sett av yrkeshygieniske data har vist at de vanligvis heller sterkt mot høyre, men ikke alltid. Forenklet sagt er hovedårsaken til dette at eksponeringer ikke kan være mindre enn null. Derfor blir den venstre ytterdelen komprimert, mens det teoretisk ikke er noen øvre grense for eksponeringsnivåer på en arbeidsplass.

Det er dermed rimelig å anta at den underliggende fordelingen for data for arbeidsplasseksponering ofte følger den log-normale fordelingen, med mindre det finnes tungtveiende grunner til å tro noe annet. En antakelse om at et sett måledata er log-normalt bør imidlertid sjekkes.



Vis mer

EØK ved log-normalfordelte måleresultater

Estimert øvre konsentrasjon (EØK) ved log-normalfordelte måleresultater må regnes ut ved hjelp av statistikk.

Nedenfor er det gitt en beskrivelse av hvordan EØK regnes ut basert på målinger fra en log-normalfordelt eksponeringsprofil, hvor x = måleverdiene:

Regn ut: $y = \ln(x)$ for alle verdier av x

Regn ut: Gjennomsnitt av y (\bar{y}):

$$\bar{y} = \frac{\sum_i^n y}{n}$$

Regn ut: Standardavviket til y (S_y):

$$SD_y = \sqrt{\frac{\sum_i^n (y_i - \bar{y})^2}{(n - 1)}}$$

Regn ut EØK:

$EØK_{(0,95,0,70)} = e^{(\bar{y} + U_T \cdot SD_y)}$, hvor U_T finnes fra oversikten over U -verdier og antall målinger nedenfor.

Sammenlign EØK med grenseverdien:

- Hvis EØK er mindre enn grenseverdien, kan eksponeringen ansees å være akseptabel.
- Hvis EØK er større eller lik grenseverdien er eksponeringen uakseptabel.

Bruk oversikten nedenfor for å finne U_T -verdien for antallet målinger som er gjennomført:

Oversikt over U-verdier og antall målinger

Tabell: U_T-verdier for antall målinger

| Antall målinger | U _T |
|-----------------|----------------|
| 6 | 2,187 |
| 7 | 2,120 |
| 8 | 2,072 |
| 9 | 2,035 |
| 10 | 2,005 |
| 11 | 1,981 |
| 12 | 1,961 |
| 13 | 1,944 |
| 14 | 1,929 |
| 15 | 1,917 |
| 16 | 1,905 |
| 17 | 1,895 |
| 18 | 1,886 |
| 19 | 1,878 |
| 20 | 1,870 |
| 21 | 1,863 |
| 22 | 1,857 |
| 23 | 1,851 |
| 24 | 1,846 |
| 25 | 1,841 |
| 26 | 1,836 |
| 27 | 1,832 |
| 28 | 1,828 |
| 29 | 1,824 |
| 30 | 1,820 |

Regneeksempel: log-normalfordelte måleresultater

Antall målinger, n: 6 målinger

Grenseverdi: 10 mg/m³

Måleresultater og utregning av estimert øvre konsentrasjon (EØK)

| Måleresultater X | Y |
|---------------------------------------|--------------|
| (x_1, \dots, x_n) mg/m ³ | $Y = \ln(x)$ |
| 0,8 | -0,22 |
| 0,9 | -0,11 |
| 1,1 | 0,10 |
| 1,4 | 0,34 |
| 4,5 | 1,50 |
| 6 | 1,79 |

Gjennomsnitt, aritmetisk middel (AM)

$$AM_y = \bar{y} = ((y_1 + \dots + y_n) / n)$$

$$\bar{y} = 0,57$$

Standardavvik (SD)

$$SD_y = \sqrt{[(y_1 - \bar{y})^2 + \dots + (y_n - \bar{y})^2] / (n-1)}$$

$$SD_y = 0,86$$

Estimert øvre konsentrasjon (EØK)

$$EØK_{(0,95,0,70)} = e^{(\bar{y} + U_T \cdot SD_y)}$$

$$EØK = 11,65 \text{ mg/m}^3$$

Konklusjon

EØK (11,65 mg/m³) > grenseverdi (10 mg/m³).

Det betyr at eksponeringen er uakseptabel. Tiltak må iverksettes og det må deretter gjøres en ny vurdering. Alternativt kan det gjøres flere målinger. Avhengig av resultatene kan dette gjøre at EØK blir lavere.

EØK ved normalfordelte måleresultater

For kjemikalier hvor det kan antas at fordelingen av eksponeringen vil være normalfordelt følger følgende trinn (hvor x = måleverdiene):

Regn ut: Gjennomsnitt av x(\bar{x}):

$$\bar{x} = \frac{\sum_i^n x}{n}$$

Regn ut standardavviket til: x(SD_x):

$$SD_x = \sqrt{\frac{\sum_i^n (x_i - \bar{x})^2}{(n-1)}}$$

Regn ut EØK: $EØK_{(0,95,0,70)} = \bar{x} + U_T \cdot s$, hvor U_T finnes fra oversikten over U-verdier og antallmålinger over.

Sammenlign EØK med grenseverdi.

Hvis EØK er mindre enn grenseverdien, kan eksponeringen ansees å være under grenseverdien, hvis EØK er over eller lik grenseverdien vil ikke eksponering over grenseverdi kunne utelukkes.

Regneeksempel: normalfordelte måleresultater

Antall målinger, n: 6 målinger

Grenseverdi: 10 mg/m^3

Måleresultater og utregning av estimert øvre konsentrasjon

| Måleresultater X |
|------------------------------------|
| $(x_1, \dots, x_n) \text{ mg/m}^3$ |
| 0,8 |
| 0,9 |
| 1,1 |
| 1,4 |
| 4,5 |
| 6 |

Gjennomsnitt, aritmetisk middel (AM)

$$AM = \bar{x} = ((x_1 + \dots + x_n)) / n$$

$$\bar{x} = 2,45$$

Standardavvik (SD)

$$SD_x = \sqrt{[(x-\bar{x})^2 + \dots + (x-\bar{x})^2] / (n-1)}$$

$$SD_x = 2,23$$

Estimert øvre konsentrasjon (EØK)

$$EØK_{(0,95,0,70)} = \bar{x} + U_T \cdot SD_y$$

$$EØK = 7,33 \text{ mg/m}^3$$

Konklusjon

$EØK (7,33 \text{ mg/m}^3) < \text{grenseverdi } (10 \text{ mg/m}^3)$.

Dette betyr at eksponeringen er akseptabel. Kartleggingen kan avsluttes med en rapport. Ny kartlegging gjøres innen ett år eller ved en prosessendring.

Rapport etter kartlegging og måling av kjemisk eksponering

En eksponeringsvurdering er ikke avsluttet før det er skrevet en fullstendig rapport om kartleggingen, eventuelle målinger og konklusjonene.

Hensikten med rapporten er å dokumentere forholdene under kartleggingen, måleresultater og vurderingene som er gjort i alle ledd i prosessen, se:

[Slik gjør du: Kartlegging og vurdering av eksponering for kjemikalier](#)

Innhold i målerapporten

Dette bør inngå i en målerapport:

Generell informasjon

- Navnet på firmaet og personene som er ansvarlige for undersøkelsen
- Navnet, adressen og organisasjonsnummeret til bedriften hvor kartleggingen og eventuelle målinger er utført
- Bakgrunnen for undersøkelsen
- Hensikten med undersøkelsen

Innledende vurdering

Kjemikalier

Rapporten bør inneholde en beskrivelse av:

- hvilke kjemikalier som forekommer i virksomheten
 - stoffer og materialer som brukes i produksjonen og eventuelle mellomprodukter som dannes
- kjemikalienes egenskaper og grenseverdier

Utførelse av arbeidet

Beskriv forholdene ved arbeidsplassen som for eksempel:

- organiseringen av arbeidet
- produksjon- og arbeidsutførelsen
- arbeidsforhold som har betydning for resultatet av kartleggingen (for eksempel ventilasjon)
- prosessbetingelsene under eventuelle målinger

Kilder til eksponering

Rapporten bør inneholde en beskrivelse av:

- kilder til eksponering
- faktorer som kan påvirke eksponeringsnivåene

Informasjon fra liknende virksomheter

Hvis det er samlet inn slik informasjon, så bør rapporten beskrive:

- Eventuelle måledata fra tilsvarende virksomheter som er benyttet

Estimering av eksponeringen

Beskriv hvordan eksponeringen er estimert:

- metode for estimering
- metode for modellering
- analyse av materialprøver

Beskrivelse av prøvetakings- og analysemetode

Dersom det er utført målinger – ved en forenklet undersøkelse eller en detaljert undersøkelse – bør rapporten beskrive følgende:

- Hvilke kjemiske forurensninger som er målt
- Beskrivelse av forholdene der det er målt: arbeidsoperasjon, nærhet til kilde og andre relevante forhold
- Prøvetakings- og analysemetodene som er benyttet (inkludert type utstyr/fabrikat)
- Hvis relevant: kalibreringssertifikat
- Hvilken type prøver som er tatt – personlige, stasjonære eller mobile prøver, og begrunnelse for valget.
- Ved personlige målinger: beskrivelse av hvordan arbeidstakerne er inndelt i SEG (sammenliknbare eksponerte grupper), og begrunnelse for dette
- Dato og tidspunkt for målingene
- Prøvetakingstid
- Værforhold dersom det er av betydning
- Arbeidstakernes navn – må ofte av personvern hensyn dokumenteres i et eget vedlegg som oppbevares av BHT eller internt i HMS-avdelingen

Resultater

I rapporten bør måleresultatene fremstilles i detalj.

I tillegg bør det fremgå hvilke omregninger som er gjort for å kunne vurdere om måleresultatene er akseptable. Dette kan være utregninger som viser normering av resultater mot 8 timer eller 15 minutter, beregning av estimert øvre konsentrasjon (EØK), beregning av eksponeringsindeks eller additiv effekt, omregning av grenseverdi ved forlenget skiftlengde, eller beregninger som viser om eventuelle overskridelser av grenseverdi er akseptable.

Konklusjon og beskrivelse av eventuelle tiltak

- Vurdering av resultatene
- Beskrivelse av eventuelle tiltak

Vedlegg

- Ansattes navn
- Andre ting

Arbeidstilsynet kan i pålegg sette krav til dokumentasjon av kartlegging og eventuelle målinger.