



### Kvalitet i emissionsmålinger

Parameter	Generelle krav til kvalitet i emissionsmålinger
Anvendelsesområde	Ved præstationskontrol, stikprøvekontrol og SRM-måling i forbindelse med kvalitetssikring af AMS.
Metode	Metodebladet er generelt og dækker alle metoder
Referencer	Reference Document on the General Principles of Monitoring /1/, Reference Report on Monitoring of emissions from IED-installations /2/, Overall overview on handling of field blanks (in ISO and CEN standards) ISO/TC 146/CS 1 N521 /3/, CEN/TS 15675 /4/, DS/EN 15259 /5/, DS/EN ISO 20988 /6/ m.fl.
År	2005
Revideret år	2009, 2011, 2014 og 2016 (kun ændringer vedr. metalmålinger)

### Indholdsfortegnelse

1	Brugervejledning til miljømyndigheder .....	4
2	Anvendelsesområde.....	4
2.1	Begrænsninger.....	5
3	Planlægning .....	5
3.1	Repræsentativitet ved præstationskontrol .....	5
4	Blindprøver .....	5
4.1	Definition af blindprøver .....	5
4.1.1	Laboratorieblind .....	6
4.1.2	Feltblind.....	6
4.2	Antal blindprøver.....	6
4.3	Korrektion for blind .....	7
4.4	Feltblind mindre end detektionsgrænsen.....	7
5	Detektionsgrænser .....	7
5.1	Analysedetektionsgrænse (manuelle metoder) .....	7
5.2	Metodedetektingsgrænser (manuelle metoder) .....	7
5.3	Metodedetektingsgrænser (monitorer).....	8
6	Håndtering af sum af stoffer - herunder stoffer under detektionsgrænsen .....	8
7	Seriel prøveopsamling.....	9
7.1	Analyse af kontrolsektionen .....	9
7.1.1	Spormetaller herunder Hg .....	9



## Måling af emissioner til luften

## Metodeblad nr.: MEL-22: 2016

7.1.2	Vaskeflaskemålinger (andre end metaller).....	9
7.1.3	Adsorptionsrør.....	10
7.1.4	Organiske sporstoffer, PAH, PCB og dioxiner .....	10
7.2	Sammenblanding af faser inden analyse .....	10
8	Målesteders indretning.....	11
8.1	Målestedets indretning - nye målesteder eller ombygning af målesteder .....	12
8.2	Målestedets indretning - eksisterende anlæg.....	12
8.3	Målinger med krav om isokinetik og måling af volumenstrøm .....	12
8.3.1	Test af målestedets egnethed - traverseringsmålinger .....	12
8.3.2	Måling af volumenstrøm.....	13
8.3.3	Test af målestedets egnethed - traverseringsmålinger .....	13
8.4	Homogenitetstest .....	13
8.4.1	Hvilke afkast er omfattet af kravet om homogenitetstest ? .....	14
8.4.2	Gentagelse af homogenitetstest .....	14
8.4.3	Metoder og parametre .....	14
8.4.4	Homogenitetstest på eksisterende anlæg .....	15
8.4.5	Generelt vedr. gennemførelsen af homogenitetstesten og anvendelse af resultatet	15
8.4.5.1	AMS.....	15
8.4.5.2	Når målestedet er inhomogent med krav om måling i et repræsentativt punkt:	16
9	Planlægning, formål og måleprogram .....	17
9.1	Ansvarsfordeling ved planlægning af en måleopgave.....	17
9.2	Før-prøvningsmøde eller anden planlægning .....	18
10	Praktisk gennemførelse af måling .....	18
10.1	Skylning af måleudstyr .....	18
10.2	Tæthedskontrol.....	19
10.3	Justering og kontrol (kalibrering) af monitorer i felten .....	19
10.4	Krav til prøveopbevaring og transport af prøver .....	20
11	Usikkerheds angivelse ved emissionsmåling .....	20
11.1	Usikkerhed i forbindelse med dårlige målesteder .....	21
12	Databehandling, præsentation af resultater og rapportering.....	22
12.1	Databehandling.....	22
12.2	Rapportering generelt.....	22
12.3	Præsentation af resultater .....	22



**Måling af emissioner til luften**

**Metodeblad nr.: MEL-22: 2016**

12.4 Rapportering af aktuel produktion under målingerne. ....	23
12.5 Rapportering af beskrivelse af målested og måleobjekt.....	23
13 Referenceliste .....	23
14 Bilagsoversigt.....	25

## 1 Brugervejledning til miljømyndigheder

Metodebladet er målrettet til målefirmaer og andre med specialinteresse for målinger, og giver information på dansk om, hvordan målingerne skal udføres og hvilke særlige forholdsregler og modifikationer, der kan forekomme efter danske forhold. Formålet er at sikre ensartede måleresultater samt at oplyse om særlige forhold, hvor modifikationer eller andre forholdsregler er påkrævet.

I situationer, hvor målefirmaer eller virksomheder henvender sig til myndigheden med spørgsmål, der vedrører måleteknik, kan miljømyndigheden med fordel referere til metodebladet.

Når vilkår indeholder et krav om målemetode samt krav om akkrediteret måling, bør der være tillid til, at målingen gennemføres efter forskrifterne i metodeblad, standard m.v.

Der kan dog være situationer, hvor miljømyndigheden ønsker at vurdere kvaliteten af målingen.

For miljømyndighederne har metodebladene f.eks. interesse ved:

- Mistanke om, at målingerne ikke er udført med tilfredsstillende kvalitet,
- Tvivl om tolkningen af resultater
- Vurdering af om målemetoden rent faktisk er egnet til formålet

Til disse formål kan metodebladet læses af miljømyndigheden specielt med fokus på følgende emner:

- Målestedets indretning
- Dokumentation for produktionsforhold under målingen
- Anvendt prøvetagningssystem (materiale og temperatur)
- Feltblind
- Varme gasser med højt vandindhold (er der taget højde for risiko for kondensation)
- Interferens
- Isokinetisk udsugning (skal ligge mellem 95 % og 115 % af korrekt isokinetisk flow)
- Ved alle partikelmålinger
- Antallet af traverspunkter
- Laboratorieblind

## 2 Anvendelsesområde

Dette metodeblad er et generelt metodeblad om kvalitet i emissionsmålinger og refererer tilbage til alle Miljøstyrelsens anbefalede metoder (se [www.ref-lab.dk](http://www.ref-lab.dk)). De generelle retningslinjer bør følges i al præstationskontrol, stikprøvekontrol og målinger med Standard Reference Metoder (SRM) i forbindelse med kvalitetssikring af Automatisk Målende Systemer (AMS) i Danmark. Der gælder de samme regler for afvigelse fra dette metodeblad, som der gælder for de andre metodeblade, nemlig at afvigelser skal begrundes fagligt, og at tilsynsmyndigheden skal acceptere afvigelsen, inden målingen gennemføres. Dette metodeblad omfatter ikke selve AMS-målingen, men dog homogenitetstest af målested i forbindelse med etablering af AMS som beskrevet i DS/EN 15259 /5/.

## **2.1 Begrænsninger**

Dette metodeblad har kun gyldighed for målinger i forbindelse med præstationskontrol, stikprøvekontrol og målinger med Standard Reference Metoder (SRM) i forbindelse med kvalitetssikring af Automatisk Målende Systemer (AMS) (DS/EN14181 /7/ og MEL-16 /8/). Emner, der vedrører almindelig god laboratoriepraksis, akkreditering, som er beskrevet i Luftvejledningen /9/, DS/EN ISO 17025 /10/ eller lignende, er kun medtaget i det omfang, det specifikt er vurderet relevant. Følgende emner er blandt andre ikke medtaget i metodebladet (for nogle af emnerne er der anført relevante referencer):

- Kontrol af nye certificerede gasser mod gamle
- Valideringskrav - herunder generelle performancekriterier (LOD, linearitet, måleområde, præcision, selektivitet og robusthed)
- Krav til sporbarhed
- Rapporteringskrav :
  - Kap 8 i Luftvejledningen /9/, og i
  - ISO 17025 /10/ samt i
  - De enkelte metodeblade /8/

## **3 Planlægning**

### **3.1 Repræsentativitet ved præstationskontrol**

Luftvejledningen /9/ angiver, at når emissionen varierer under drift, bør det sikres, at der ved præstationskontrol måles, når emissionen er maksimal.

Det bør ved præstationskontrol sikres, at prøveudtagningen er repræsentativ for den maksimale emission, ligesom det bør sikres, at den aktuelle produktion under præstationskontrollen er beskrevet entydigt i rapporten.

Referencelaboratoriets rapport nr. 26: Driftsforhold ved emissionsmålinger /12/ beskriver denne problemstilling og giver et eksempel på et oplysningsskema vedrørende virksomhedens drift under præstationskontrollen.

## **4 Blindprøver**

Blindprøver defineres og behandles vidt forskelligt i forskellige standardmetoder. Det kan derfor forekomme, at der for den enkelte metode står, at der skal udtages et bestemt antal blindprøver pr. prøveserie, men det er ikke defineret, om der er tale om feltblind, laboratorieblind m.v.

I metodebladene forekommer der derfor også forskellige anvisninger på, hvor mange blindprøver der skal udtages, analyseres osv. En arbejdsgruppe i ISO har udarbejdet et dokument, der kort beskriver, hvordan en række forskellige standarder i ISO og CEN håndterer begrebet feltblind /3/.

Det, der er muligt i dette metodeblad, er således, at give nogle generelle regler for, hvad der bør være almindelig god prøvetagningspraksis ved emissionsmålinger.

### **4.1 Definition af blindprøver**

Til dette formål defineres 2 slags blindprøver, nemlig laboratorieblind og feltblind.

#### **4.1.1 Laboratorieblind**

Dækker i denne sammenhæng de prøver, som analyselaboratoriet tager af væsker, filtre, kemikalier m.v., som indgår i analysen for at kontrollere renheden. Denne type blindprøver beskrives ikke yderligere her, idet det forventes, at akkrediterede laboratorier i deres generelle kvalitetssikring udtager og analyserer et relevant antal laboratorieblind.

#### **4.1.2 Feltblind**

Defineres som en prøve, som medbringes i felten, og håndteres som en prøve – dvs. åbnes, knækkes, omhældes m.v. og monteres i prøvetagningsudstyret og analyseres.

Dvs. at:

- Prøven skal monteres i udstyret præcis som ved en måling.
- Udstyret skal placeres i kanalen i mindst 3 minutter (vend dyseåbningen væk fra strømningsretningen for at undgå evt. forkert eksponering).
- Udstyr - og in-stack filtre skal opvarmes som ved en måling
- Det skal sikres, at der ikke trænger prøveluft igennem prøven pga. overtryk
- Hvis der indgår specielle procedurer i forbindelse med prøvetagningen som fx. skylning af sonde, skal disse procedurer også indgå i håndteringen af feltblind
- Prøven skal forsegles, mærkes, emballeres og transporteres på samme måde som de eksponerede prøver.
- En blindprøve kan udtages før, under eller efter prøvetagningsforløbet, afhængigt af omstændighederne.
- Feltblindværdien beregnes på baggrund af en repræsentativ prøveluftmængde svarende til den mængde, der suges ud i de prøver, som feltblindprøven repræsenterer. Hvis de er meget forskellige, benyttes den mindste.
- Det er væsentligt på forhånd at definere, hvilke prøver feltblindprøven repræsenterer

En feltblind udtrykker, om der er sket kontaminering i forbindelse med:

- kontakt til forurenede prøvetagningsudstyr
- anvendelse af forurenede opsamlingsmedier (væsker, filter m.fl.)
- håndtering i felten (klargøring, overførsel af filtre eller væsker m.fl.)
- overslæb fra den ene prøve til den næste (ved mangelfuld rensning af udstyr)
- under transport til laboratoriet

#### **4.2 Antal blindprøver**

Hvor mange feltblindprøver skal der udtages?

En feltblind er repræsentativ for parameteren, udstyret og målested/kanal. Der udtages mindst én feltblindprøve for hver måleserie i samme kanal og på samme dag. Måles der på den samme dag på en anden kanal, bør der udtages endnu en feltblind. Måles der på den samme kanal i flere dage, bør der udtages en feltblind pr. dag.

Når der i en måleserie udtages mere end 3 prøver gælder følgende regel:

- Ved måleserier på over 6 prøver udtages der 1 ekstra feltblindprøve (i alt 2)
- Ved måleserier på over 10 prøver udtages der 2 ekstra feltblindprøver (i alt 3)

Det er helt afgørende – især ved større måleopgaver - at det på forhånd afgøres hvilke blindprøver, der repræsenterer hvilke prøver.

### **4.3 Korrektion for blind**

De enkelte metodeblade definerer ikke alle den samme regel (afhænger af referencemetoden). Følgende generelle regel for miljøprøvning i emission bør dog gælde generelt:

- Der korrigeres ikke for feltblind
- Resultaterne skal kasseres, hvis feltblind udgør mere end 10 % af den relevante grænseværdi.

Der er ved denne metode en risiko for en positiv bias på 10 % af grænseværdien. Fremgangsmåden benyttes i flere standarder (spormetalmålinger m.v.)

### **4.4 Feltblind mindre end detektionsgrænsen**

Som det fremgår senere i dette dokument, bør detektionsgrænsen være mindre end 10 % af grænseværdien, hvilket løser problemet. Feltblind, der ikke kan detekteres, vil dermed ligge under de krævede 10 %.

## **5 Detektionsgrænser**

Der arbejdes med 3 definitioner af detektionsgrænser i dette metodeblad:

- Analysedetektionsgrænse (manuelle metoder)
- Metodedetektionsgrænse (manuelle metoder)
- Metodedetektionsgrænse (monitorer)

### **5.1 Analysedetektionsgrænse (manuelle metoder)**

Detektionsgrænsen for laboratorieanalyser af opsamlede luftemissionsprøver skal altid være kendt.

Definition og beregning er beskrevet i ISO 5725-1: *Nøjagtighed (korrekthed og præcision) af målemetoder og resultater. Del 1: Generelle principper og definitioner /13/*.

Såfremt antallet af blindværdier er større end 5, kan man i praksis definere analysedetektionsgrænsen som 3 gange spredningen af blindværdierne.

### **5.2 Metodedetektionsgrænser (manuelle metoder)**

Den generelle definition af detektionsgrænsen som middelværdien plus 3 gange spredningen af blindværdier kan ikke benyttes for manuel emissionsmåling med feltblind. Kontaminering i felten er tilfældig og sjælden, hvorfor fordelingen ikke er normal. Metodedetektionsgrænsen (for manuelle metoder) kan defineres som analysedetektionsgrænsen baseret på laboratorieblind beregnet med en normalt udsuget mængde prøveluft, således at metodedetektionsgrænsen kan præsenteres som en koncentration. Metodedetektionsgrænsen hænger dermed tæt sammen med den udsugede luftmængde gennem opsamlingsmediet.

Reglen om at feltblind skal være mindre end 10 % af grænseværdien, og at der ikke skal korrigeres for feltblind, supplerer blot denne definition.

Luftvejledningen /9/ angiver i kap. 5.2.4.8 følgende:

*"Detektionsgrænsen bør normalt være mindre end 10 % af den emissionsgrænseværdi, der skal kontrolleres".*

Reglen om, at både feltblind og metodedetekektionsgrænse skal være mindre end 10 % af grænseværdien, sikrer for alle praktiske formål en god og pålidelig kontrol af vilkår, med en lille risiko for at rapportere resultater, der er 10 % højere end den reelle emission. Dette er dog allerede tilfældet for en række parametre, hvor det i standarden er specificeret, at der ikke skal korrigeres for feltblind.

### **5.3 Metodedetekektionsgrænser (monitorer)**

Metodedetekektionsgrænsen for monitorer defineres i Referencelaboratoriets rapport nr. 25 /14/ som middelværdien af monitorens drift plus 3 gange spredningen på differencen mellem aflæsninger før og efter måling som beskrevet i formel (5) på side 16 i rapport 25:

*Instrumentets nedre detekektionsgrænse kan beregnes af følgende formeludtryk, baseret på aflæsningerne ved nulpunktet:*

$$DL = |D| + 3 \cdot s(\Delta_i) \quad (5)$$

Reglen om at metodedetekektionsgrænsen skal være mindre end 10 % af den relevante grænseværdi, gælder også for monitorer.

## **6 Håndtering af sum af stoffer - herunder stoffer under detekektionsgrænsen**

Luftvejledningen /9/ angiver i kap. 5.2.4.8 følgende:

*"Hvis emissionsgrænseværdien gælder for summen af flere stoffer, skal man ikke medregne måleresultater, der er under detekektionsgrænsen".*

Der er således ikke tvivl om, hvordan man gør, når virksamheden er reguleret i henhold til Luftvejledningen.

Reference Document on the General Principles of Monitoring /1/ foreskriver ikke, hvordan man skal gøre, men giver eksempler på, hvordan det kan gøres. Derimod stilles der (ligesom i Luftvejledningen /9/) krav til, at detekektionsgrænserne skal ligge på under 1/10 af grænseværdien. Dette gælder også for summen af detekektionsgrænser, som skal ligge på 1/10 af grænseværdien for summen.

Affaldsforbrændingsanlæg er reguleret efter bekendtgørelse nr. 1451 /15/, hvor det ikke fremgår, hvordan man håndterer summen af værdier under detekektionsgrænsen. For metaller på affaldsforbrændingsanlæg skal der summeres f.eks. 9 metaller for at overholde en emissionsgrænse. Værdier mindre end detekektionsgrænsen bør ikke medregnes i summen, men summen af detekektionsgrænser for de pågældende metaller bør være mindre end 10 % af grænseværdien for summen. Hvis alle værdier i en sum er under detekektionsgrænsen anbefales det, at angive summen som mindre end (<) den højeste detekektionsgrænse som indgår i summen.

Ovenstående regel gælder for alle miljømålinger, hvor der er tale om grænseværdier som sum af stoffer.

Hvis "gasfase" og "partikelfase" analyseres hver for sig, må hver fase betegnes som et enkelt stof, og ovenstående regel gælder stadig.



## **7 Seriel prøveopsamling**

Generelt anvendes ved emissionsmåling seriel prøveopsamling (to eller tre vaskeflasker i serie, adsorptionsrør med kontrolsektion osv.). Formålet kan, afhængig af de specifikke metoder, være at øge opsamlingseffektiviteten, og/eller at have en mulighed for at kontrollere en evt. overeksponering.

### **7.1 Analyse af kontrolsektionen**

For følgende metoder er det relevant at diskutere seriel prøveopsamling og analyse af kontrolsektion:

- spormetaller herunder Hg (MEL-08a og MEL-08b) /8/
- vaskeflaskemålinger (andre end metaller)
- adsorptionsrør (MEL-17) /8/
- organiske sporstoffer, PAH, PCB og dioxiner (MEL-10, MEL-11 og MEL-15) /8/.

#### **7.1.1 Spormetaller herunder Hg**

Ved måling af metaller, skal der anvendes tre vaskeflasker i serie. Ved daglig prøvetagning kan de tre flasker analyseres sammen eller hver for sig. Det er summen af den samlede analyse, der defineres som den totale opsamlede mængde metal i flaskerne<sup>1</sup>. For Hg er der kun krav om to vaskeflasker som kan analyseres sammen eller hver for sig.

Kontrol af metalvaskeflaskernes effektivitet skal i henhold til MEL-08a /8/ gennemføres mindst een gang hvert femte år) for hver type vaskeflaske der anvendes. Resultatet af effektivitetstesten skal opbevares på laboratoriet og udleveres på forlangende.

#### **7.1.2 Vaskeflaskemålinger (andre end metaller)**

For vaskeflaskemålinger er der ingen generelle regler (bortset fra målinger for metaller, som nævnt i 7.1.1).

Her er det normal kutyme, at der anvendes 2 flasker i serie, men der er forskellig praksis for, om flaskerne skal analyseres hver for sig, eller om de kan analyseres samlet. Da analyseprisen forøges ved separat analyse, er der et motiv for at analysere de to flasker samlet.

For visse parametre er det meget lidt sandsynligt, at der under prøvetagningen sker gennembrud til anden vaskeflaske. Der kan være flere årsager til gennembrud:

- For højt prøvetagningsflow kan medføre skumning og fysisk overførsel af væske fra flaske 1 til flaske 2 og videre
- For højt prøvetagningsflow kan give for store bobler og dermed for lille kontaktflade mellem væske og gas
- For ringe køling af flaskerne under prøvetagning kan medføre kogning eller ophedning af væsken med ringe tilbageholdelseeffektivitet til følge
- Meget høje koncentrationer kan medføre, at væskens kemiske absorptionsevne opbruges
- Små partikler (0,5-5 µm) har generelt en lav opsamlingseffektivitet i vaskeflasker
- En interferens kan opbruge væskens kemiske absorptionsevne (eksempelvis NO<sub>2</sub> og DNPH ved formaldehydmåling på gasmotorer)
- En kombination af ovenstående

---

<sup>1</sup> Se i øvrigt afsnit 6 vedr. sum af stoffer.

---

Laboratorierne skal kunne dokumentere opsamlingseffektiviteten af sine vaskeflaskesystemer – herunder for alle relevante parametre<sup>2</sup>:

Dokumentation foretages under vanskeligst mulige betingelser (maksimal koncentration og maksimal temperatur), og der skal prøvetages med det maksimale, tilladte prøvetagningsflow, og der anvendes kun køling i det omfang, der også anvendes køling ved prøvetagning i praksis.

Såfremt opsamlingseffektiviteten lever op til nedenstående kriterier, kan det efterfølgende være forsvarligt at analysere opsamlingsvæskerne fra de serieanbragte vaskeflasker samlet.

Det skal dog indskræpes, at opsamlingseffektiviteten vil afhænge af matricen (interfererende stoffer), så den pågældende dokumentation skal repræsentere alle de matricer, metoden skal anvendes i – ellers skal opsamlingsvæskerne analyseres hver for sig).

Såfremt det på baggrund af analogislutninger kan begrundes, at en parameter kan repræsentere en gruppe af parametre, kan antallet af parametre reduceres.

Vaskeflaskerne analyseres separat, og indholdet i vaskeflaske 2 må maksimalt udgøre 20 % af det samlede indhold i de 2 flasker. Indholdet i vaskeflaske 1 skal svare til mindst 5 gange detektionsgrænsen, eller indholdet i begge flasker skal være detekteret. Indholdet i første flaske må ikke overstige 25 % af den teoretiske opsamlingskapacitet i flasken.

### **7.1.3 Adsorptionsrør**

For prøvetagning på adsorptionsrør er det et krav i metodebladet (MEL-17 /8/), at kontrolzonen analyseres for sig, og det skal kontrolleres, om der er tale om gennemslag. Formel m.v. er angivet i metodebladet.

### **7.1.4 Organiske sporstoffer, PAH, PCB og dioxiner**

Der er ingen krav i standarderne om hverken kontrolsektion eller separat analyse af kontrolzonen. Metoderne består dog af opsamling af 3 faser (filter, kondensat og gasser på fast adsorbent). I dioxinstandarden /16/ fremgår det, at udstyret skal være valideret, hvilket i praksis betyder, at man én gang for alle tester udstyret over for en relativt høj koncentration, hvor alle faser og sektioner analyseres hver for sig. Indholdet i kontrolsektionen af den faste adsorbent må maksimalt udgøre 10 % af indholdet i hovedsektionen. Indholdet i hovedsektionen skal være 10 gange detektionsgrænsen, eller begge sektioner skal være detekteret.

Såfremt det ud fra kemiske og fysiske analogislutninger kan begrundes, at et stof kan repræsentere en hel gruppe af stoffer, kan det forsvares kun at foretage dokumentationen for et reduceret antal stoffer.

## **7.2 Sammenblanding af faser inden analyse**

For en række parametre udgør den færdige prøve flere faser (partikulært materiale opsamlet på filter, gasser opløst i kondensat og gasser opsamlet i absorptionsvæske, gasser opsamlet på en fast adsorbent). Det er ikke helt entydigt, om der er tale om partikelfase eller gasfase, men for praktiske formål benyttes disse betegnelser i det følgende.

---

<sup>2</sup> Der er særlige regler for tungmetaller – se MEL-08a /8/.

Parametre, hvor prøven udgør flere faser:

- metaller
- organiske sporstoffer
- prøvetagning på adsorptionsrør i fugtige, varme gasser
- phthalater
- mineralsk olie
- m.fl.

Det er acceptabelt at sammenblende fraktionerne efter ekstraktion og inden analyse med det formål at spare på udgifter til analyse, når formålet med prøven er præstationskontrol, stikprøvekontrol eller kalibrering eller kontrol af AMS.

Det skal dog nævnes, at detektionsgrænsen ændres, og at den viden, som prøven genererer, bliver mindre. Fx. kan en adskillelse af partikulært og gasformigt materiale sige noget om, hvorvidt et posefilter vil kunne løse eventuelle emissionsproblemer.

## **8 Målesteders indretning**

Målestedet skal indrettes i henhold til DS/EN 15259 /5/ samt anvisningerne i bilag 1.

Dette kapitel angiver den danske tolkning af DS/EN 15259 /5/. Den danske tolkning læner sig tæt op ad den tolkning, som de har valgt i Storbritannien; se Method Implementation Document (MID 15259) /17/.

Af DS/EN 15259 /5/ fremgår det, at målestedet skal indrettes således, at det er muligt at opnå pålidelige og sammenlignelige måleresultater. Standarden angiver også to tests, som benyttes til at eftervise om målestedet opfylder kravene:

1. Test af målestedets egnethed til traverseringsmålinger (gridmålinger) (målinger med krav om isokinetik og volumenstrøm). Se afsnit 8.3.3.
  - a. Skal udføres i forbindelse med traverseringsmålinger<sup>3</sup>
  - b. Samme test er indeholdt i DS/EN 13284-1 /18/
  - c. Når testen ikke er bestået, er målestedet ikke egnet til traverseringsmålinger
2. Homogenitetstest
  - a. Skal udføres én gang for alle større afkast fra forbrændingsprocesser (med visse undtagelser) samt processer med mistanke om lagdeling. Se herom i afsnit 9.4.
  - b. Fortæller om der er stratificering (lagdeling) og angiver et repræsentativt punkt i kanaltværsnittet (til AMS placering og til gasmåling i ét punkt). Se endvidere MEL-16 /8/, som påpeger problemer med udpegningen af det repræsentative punkt i kanalen til AMS placering.
  - c. Når målestedet ikke er homogent, skal gasmålinger traverseres, og målestedet er ikke egnet til AMS placering (skal som minimum placeres i det repræsentative punkt).

Når der ikke kan opnås pålidelige og sammenlignelige måleresultater, kan målingens formål sjældent tilgodeses. Derfor skal målestedet som udgangspunkt kunne bestå ovenstående tests.

---

<sup>3</sup> Det anbefales, men er ikke et krav, at denne test altid udføres samtidig med at der udføres måling af volumenstrøm. Hvis der ikke udføres volumenstrømsmålinger skal testen ikke udføres.

## 8.1 Målestedets indretning - nye målesteder eller ombygning af målesteder

Ved nye målesteder eller ombygning af eksisterende målesteder kan følgende generelle anvisninger sandsynliggøre, at der kan opnås pålidelige og sammenlignelige måleresultater, samt at ovenstående tests falder ud med et godt resultat:

1. Benyt et effektivt aerodynamisk design (fx ventilatorer, vinger, kanaldesign), som sikrer en god opblanding af gasserne før målestrækningen. Dette gælder især ved sammenblanding af flere kilder med forskellige gasser.
2. Etablér en lige målestrækning med mindst 5 aerodynamiske diametre<sup>4</sup> før målested og mindst 2 aerodynamiske diametre efter målested (mindst 5 aerodynamiske diametre fra skorstenstop)

## 8.2 Målestedets indretning - eksisterende anlæg

Når kravene til målestedet ikke kan nås eksempelvis på eksisterende anlæg foreskriver DS/EN 15259 /5/ følgende:

- principper og procedurer i standarden skal så vidt det overhovedet er muligt følges, og alle fravigelser fra standarden skal beskrives i målerapport og godkendes af myndigheden inden målingen gennemføres.
- i de tilfælde, hvor det ikke er muligt at vælge målested frit, skal målestedet indrettes eller modificeres i henhold til de lokale forhold på virksomheden.
- det, under de givne forhold, bedste målested skal altid vælges og indrettes.

## 8.3 Målinger med krav om isokinetik og måling af volumenstrøm

### 8.3.1 Test af målestedets egnethed - traverseringsmålinger

Ved alle målinger, som indeholder et krav til isokinetik, skal der beregnes og rapporteres en eventuel afvigelse fra isokinetik. MEL-02 /8/ har følgende kvalitetskrav, som er generelt gældende for isokinetisk prøvetagning:

*Kvaliteten på målingen bestemmes ved kontrol af den isokinetiske udsugning, som skal ligge i området 95-115 % af korrekt isokinetisk flow. Overskrides disse grænser, kasseres målingen.*

*Isokinetisk udsugning bestemmes efter følgende formel:*

$$(V_s/V_k)*100$$

*hvor  $V_s$  er beregnet middelhastighed i sonden*

*og  $V_k$  er målt hastighed i kanalen (middelhastigheden i traverseringspunkter)*

Ved pulserende gas er usikkerheden på partikelmålingen betydelig. Disse forhold skal bemærkes i rapporten. Ved pulserende gashastighed anbefales det at beregne det isokinetiske prøvetagningsflow ved den højeste hastighed.

---

<sup>4</sup> Aerodynamisk diameter er for cirkulære kanaler diameteren, og for firkantede kanaler  $2,5 \times (H + B)$ . Jf Luftvejledningen /9/ afsnit 8.2.3.4.

---

Antal og placering af traverspunkter skal følge DS/EN 15259 /5/. Reglerne er beskrevet på dansk i bilag 1, afsnit 8.3.3. Antallet af traverspunkter, herunder eventuelt manglende traverspunkter i forhold til kravet i DS/EN 15259 /5/ skal opgives i rapporten.

### **8.3.2 Måling af volumenstrøm**

Der henvises til metodeblad MEL-25 /8/ vedr. flowmålinger, der er baseret på DS/EN 16911-1 /19/.

### **8.3.3 Test af målestedets egnethed - traverseringsmålinger**

Målesteder til traverseringsmålinger (gridmålinger) skal testes for egnethed jf. DS/EN 15259 /5/ afsnit 6.2.1 c) eller DS/EN 13284-1 afsnit 5.2 /18/. Testen er endvidere beskrevet på dansk i MEL-25 /8/. Resultatet af testen bør fremgå af rapporten som et af følgende eksempler:

- Målestedet er testet i henhold til MEL-25 og fundet egnet til de gennemførte målinger eller
- Målestedet er testet i henhold til MEL-25 men ikke fundet egnet til de gennemførte målinger. Målingerne er dermed ikke i overensstemmelse med standarden. Årsagen til afvigelsen er: .....

Hvis testen ikke er gennemført i forbindelse med den aktuelle måling skal der henvises til en tidligere test samt resultatet af den tidligere test.

Visse forhold (som fx hvis partiklerne formodes små (fx efter posefilter) eller hvis måleresultatets niveau er væsentlig lavere end gældende grænseværdier) kan betyde, at måleresultatet kan accepteres til formålet. Sådanne kommentarer bør nævnes i rapporten således, at miljømyndigheden kan bedømme, om målingen kan accepteres eller, om målingen skal gentages efter ombygning/forbedring af målestedet. Se endvidere afsnit 8.2 vedr. målesteder på eksisterende anlæg.

## **8.4 Homogenitetstest**

I henhold til DS/EN 15259 /5/ skal der én gang for alle gennemføres en homogenitetstest af afkast, hvori der skal udføres præstationskontrol, stikprøvemåling eller installeres en AMS. Testen viser, om der er stratificering (lagdeling) og udpeger et repræsentativt punkt i kanalen til fx AMS udtag. Hvis testen viser, at der er stratificering, bør målestedet bygges om således, at det er muligt at opnå pålidelige og sammenlignelige måleresultater.

Det anbefales, at Miljøstyrelsen fastsætter en dato for, hvornår virksomhederne skal have udført en test, og påbyder dem at få den udført af et laboratorium, der er akkrediteret til luftemissionsmålinger generelt.

I forhold til standarden, som blot foreskriver, at kravene skal være opfyldt for, at der kan opnås pålidelige og sammenlignelige måleresultater, er der behov for tolkning på en række punkter.

Resultatet af en homogenitetstest er anlæggets ejendom og bør udleveres til målefirmaet, hvis der skiftes måleleverandør. For at sikre, at alle oplysninger videregives entydigt, er der i bilag 2 vedlagt et paradigme (skema) for homogenitetstest, som det anbefales bliver anvendt af akkrediterede laboratorier. Hvis paradigmet ikke anvendes, skal det sikres, at samtlige oplysningskrav i paradigmet opfyldes på overskuelig form i rapporten.

### **8.4.1 Hvilke afkast er omfattet af kravet om homogenitetstest ?**

Homogenitetstesten bør udføres på alle afkast fra forbrændingsprocesser med et tværsnitsareal større end 1 m<sup>2</sup> (svarende til større end 1,13 m i diameter på cirkulære kanaler) /17/ samt processer, hvor der er mistanke om lagdeling.

Miljømyndigheden kan forlange testen gennemført på afkast fra processer, der ikke er forbrændingsprocesser. Da man altid har pligt til at levere bedst mulige kvalitet, bør homogenitetstesten eller traversering af gasmålinger gennemføres, når der er mistanke om lagdeling.

Eksempler på steder, hvor inhomogenitet er sandsynlig:

- Efter sammenføring af flere kanaler
- Efter rensningsanlæg, der ikke virker eller kun virker delvist

Eksempler på steder, hvor inhomogenitet ikke er sandsynlig:

- Efter gasveksler
- Efter sugetræksblæser
- Efter velfungerende rensningsanlæg

### **8.4.2 Gentagelse af homogenitetstest**

Homogenitetstesten udføres normalt én gang for alle på et målested. Testen bør udføres under driftsbetingelser, der betragtes som repræsentative for anlæggets drift.

Testen gentages, når der foretages signifikante ændringer i anlæggets drift, som fx:

- længerevarende ændring af last
- længerevarende ændring af brændsel eller miks af brændsler
- ændring eller etablering af rensningsteknologi
- ændringer i kanalføring

Ændringer i anlæggets drift vurderes som værende signifikante når:

- ændringen medfører ændringer i vilkår i miljøgodkendelsen
- ændringen vurderes at påvirke anlæggets emissioner
- et nyt brændsel eller miks af brændsler anvendes i mere end 10 % af driftstiden på et år (ændringer mellem faste, flydende eller gasformige brændsler, eller ændringer fra én type brændsel til et miks af brændsler er eksempler på signifikante ændringer)

### **8.4.3 Metoder og parametre**

Homogenitetstesten skal udføres for alle de parametre, som har en emissionsgrænseværdi (dog undtaget partikler, metaller, dioxiner mv., som ikke kan gennemføres med kontinuert visende monitorer). Når O<sub>2</sub> eller CO<sub>2</sub> og H<sub>2</sub>O benyttes til korrektion i forhold til emissionsgrænseværdien skal homogenitetstesten også udføres for disse parametre. Vær i øvrigt opmærksom på at der skal være sammenhæng i enheder for AMS og SRM metoder (især våd/tør) ved testen.

Følgende undtagelser kan accepteres:

NO<sub>x</sub>: Når NO<sub>2</sub>-andelen er mindre end 10 % af NO<sub>x</sub> er det tilstrækkeligt at udføre testen for NO. Ellers udføres testen for NO<sub>x</sub>.

---

TOC: Homogenitetstest for TOC skal ikke gennemføres ved lave TOC emissioner (mindre end 6 mg C/m<sup>3</sup>(n,t) på døgnbasis).

Såfremt emissionen af en parameter er mindre end 30 % /17/ af laveste emissionsgrænseværdi skal homogenitetstesten ikke udføres for den pågældende parameter.

Af praktiske årsager skal homogenitetstesten kun udføres med monitorer. For de parametre, hvor referencemetoden er en manuel metode, kan der anvendes en alternativ metode med monitor (fx FTIR, UV eller IR) men pt. er der ikke vilkår om, at der skal testes for HCl, HF og NH<sub>3</sub>. For store energianlæg er SO<sub>2</sub> imidlertid en så vigtig parameter, at man bør tilstræbe at udføre en homogenitetstest.

#### **8.4.4 Homogenitetstest på eksisterende anlæg**

Homogenitetstesten skal altid udføres ved nyetablering, flytning eller udskiftning af AMS.

På eksisterende anlæg med AMS skal homogenitetstesten udføres inden næstkommende QAL2

#### **8.4.5 Generelt vedr. gennemførelsen af homogenitetstesten og anvendelse af resultatet**

Homogenitetstesten skal udføres af et laboratorium, der er akkrediteret til de pågældende metoder, hvilket også gælder ved anvendelse af alternative metoder eller surrogatmetoder. Der skal specielt tages hensyn til vandopløselige gasser, hvor det skal sikres, at hele sondens længde er opvarmet og, at der ikke kan ske udkondensering af vand i samplesystemet under traversering, hvor sonden eksponeres for omgivelsernes temperatur. CO og O<sub>2</sub> kan måles med uopvarmet samplesystem.

Homogenitetstesten kan udføres på tre forskellige måder:

1. Med to monitorer, der måler simultant. Den ene traverseres (måler variationer i position og tid) og den anden måler i et reference punkt (måler variationer i tid)
2. I referencepunktet måles med en AMS med samme responstid som den første monitor.
3. Hvor der kun benyttes én monitor, hvormed der først traverseres og dernæst måles i et tilsvarende tidsrum i et referencepunkt.
  - a. Driften på anlægget skal være stabil under hele testen
  - b. Hvis målestedet ikke er homogent ved denne testmetode, skal testen gentages med to monitorer.

##### **8.4.5.1 AMS**

Resultatet af testen er bl.a., at kanaltværsnittets mest repræsentative punkt udpeges. Dette punkt skal bl.a. benyttes til AMS, der måler i ét punkt. For praktiske formål kan det være svært eller umuligt at placere AMS-udtaget i dette punkt, hvilket der bør tages hensyn til - især ved eksisterende AMS-installationer.

Eksempler på vanskeligheder:

- Forskellige repræsentative punkter for flere parametre som skal måles med en multikomponent måler eller flere monitorer med fælles udtagssonde
- Repræsentative punkter placeret meget tæt på kanalvæggen
- Repræsentative punkter placeret i en diagonal, hvor det ikke er muligt at placere AMS-udtaget

Såfremt målestedet er fundet homogent bør placering af AMS-udtag være frivillig, idet der tages udgangspunkt i det mest repræsentative punkt; det næstmest repræsentative punkt etc.

Når gassen er inhomogen, bør det overvejes at optimere målestedet, og der skal som minimum lægges vægt på at placere AMS i det repræsentative punkt.

AMS, der måler på tværs af kanalen, skal så vidt muligt monteres i den målestrækning, hvor det repræsentative punkt er placeret (altid ved inhomogenitet).

#### **8.4.5.2 Når målestedet er inhomogent med krav om måling i et repræsentativt punkt:**

AMS og SRM målinger udføres så vidt muligt i det udpegede repræsentative punkt.

##### **Når målestedet er inhomogent:**

Når målestedet er inhomogent, kan der ikke opnås pålidelige og sammenlignelige måleresultater, hvorfor målestedet som udgangspunkt bør optimeres. Når dette ikke kan lade sig gøre skal følgende forholdsregler følges:

- AMS placeres så vidt muligt i det repræsentative punkt
- gasmålinger traverseres hvis kanalens tværsnitsareal er  $>1 \text{ m}^2$  (gælder også hvis der ikke er udført homogenitetstest) således at målingen i hvert punkt repræsenterer det tilsvarende masseflow i samme punkt, se afsnit 8.2 i DS/EN 15259 /5/.
  - ved gasmålinger med manuelle metoder, som er koblet med isokinetisk prøvetagning skal prøvegasflowet i gasmålingen være proportional med det isokinetiske prøvegasflow
  - ved gasmålinger med manuelle metoder, hvor der er mulighed for at regulere prøvetagningsflowet, skal der udføres masseflowproportional prøvetagning.
    - prøvetagningsflowet i det enkelte punkt reguleres i forhold til røggassens masseflow (hastigheden kan ikke benyttes, da densiteten også kan variere pga. varierende temperatur (og koncentrationer af  $\text{O}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$  og  $\text{CO}_2$ ))
  - ved gasmålinger med manuelle metoder, hvor der ikke er mulighed for at regulere prøvetagningsflowet, skal der udføres tidsproportional prøvetagning i forhold til hastigheden i det enkelte punkt.
    - ved tidsproportional prøvetagning måles der i kortere eller længere tid i hvert punkt, i forhold til den lokale hastighed i punktet.
  - ved gasmålinger med monitorer, skal middelkoncentrationen beregnes ved at multiplicere koncentrationen i det enkelte traverseringspunkt med den samtidige hastighed i dette punkt. Samtlige punkter summeres og deles med summen af hastigheder i samtlige punkter (se formel G.10 i Annex G i DS/EN 15259 /5/)

Det er yderst tidskrævende at følge ovenstående regler, når der skal måles flere parametre med forskellige metoder. Som tidligere nævnt bør det som udgangspunkt undgås at gennemføre målinger i et inhomogent målested.

Er det alligevel nødvendigt at gennemføre målinger i et inhomogent målested, skal ovenstående krav som udgangspunkt følges, men der er mulighed for at anvende følgende modifikationer, hvis de beskrives i rapporten, herunder modifikationernes betydning for resultatet især i forhold til formålet med målingen.

- Er formålet med målingen at eftervise overholdelse af eksempelvis en emissionsgrænseværdi og resultatet er  $< 50 \%$  af grænseværdien kan afvigelser fra standarden bedre accepteres end hvis



resultatet er fx 90 % af grænseværdien, hvor den øgede usikkerhed på resultatet kan betyde uopdagede overskridelser.

- Hvis forskellene mellem hastigheder hhv. temperaturer i traverseringspunkterne er små, kan det generelt accepteres at gasmålinger traverseres ved at udsuge med konstant prøvetagningsflow i lige lang tid i hvert traverserings punkt. Forskellene betragtes som værende små, når:
  - forholdet mellem maksimal og minimal hastighed i traverserings-punkterne er mindre end 1:1,5 (fx maksimal hastighed = 15 m/s og minimal hastighed = 10 m/s) og
  - forskellen mellem maksimal og minimal temperatur i traverserings-punkterne er mindre end 20 °C
- I afkast, hvor der ikke skal gennemføres homogenitetstest, kan gasmålinger gennemføres uden traversering. Dog bør testen gennemføres, eller der gennemføres traverseringsmålinger, hvis der er mistanke om lagdeling (eksempelvis ved sammenblanding af to afkast før målestedet).

## **9 Planlægning, formål og måleprogram**

### **9.1 Ansvarsfordeling ved planlægning af en måleopgave**

DS/EN 15259 /5/ beskriver i afsnit 7 hvilke krav, der stilles til planlægning af en måleopgave. I nærværende kapitel fremhæves og kommenteres udvalgte punkter fra afsnit 7.

Det er kundens ansvar at specificere formålet med målingen, herunder levere informationer om:

- målestedets indretning og placering
- driftsforhold som er relevante for målingen
- parametre som ønskes målt og forventede niveauer
- tidsrum for målekampagnen
- krav til målefirmaets kompetencer (eksempelvis akkreditering)
- antal målinger<sup>5</sup> og den enkelte målings varighed<sup>6</sup>
- evt. målemetoder

Ovenstående formål vil ofte kunne simplificeres ved eksempelvis henvisning til vilkår i miljøgodkendelsen. Undersøgelsen af ovenstående punkter kan også lægges ud til målefirmaet, som enten ved besøg på virksomheden eller ved anden kommunikation fremskaffer de nødvendige oplysninger. Samtlige punkter bør være entydigt kendt, inden målingerne påbegyndes.

Hvis det ikke fremgår af vilkår eller ovennævnte formål, skal der lægges en detaljeret plan for driften af anlægget/virksomheden under målingen, herunder hvordan den aktuelle drift under målingerne dokumenteres og rapporteres:

- brændselstype og forbrug
- antal producerede enheder
- råvaretype og forbrug
- drift af eventuelle rensningsforanstaltninger
- andre relevante oplysninger om virksomhedens drift

---

<sup>5</sup> Præstationskontrol på stabile emissioner bør omfatte minimum tre målinger af én times varighed som angivet i Luftvejledningen /9/. Ved ustabile emissionsforhold kan det være nødvendigt at øge antallet af målinger for at kunne opfylde formålet med målingen.

<sup>6</sup> Præstationskontrolmålinger har normalt en varighed på én time som angivet i Luftvejledningen /9/. Specifikke krav i lovgivning eller miljøgodkendelse skal naturligvis følges.

## 9.2 Før-prøvningsmøde eller anden planlægning

CEN/TS 15675 /4/ er i modstrid med DS/EN 15259 /5/ på ét punkt, nemlig spørgsmålet om der skal afholdes et før-prøvningsmøde (site review) inden målingerne gennemføres.

CEN/TS 15675 angiver bl.a. følgende i afsnit 5.7.2 a) "Site review":

- Der skal gennemføres et før-prøvningsmøde (site review).
- Før-prøvningsmødet (site review) bør afholdes tidligere end prøvningsdatoen.

DS/EN 15259 /5/ angiver bl.a. følgende i en note i afsnit 7.1.2 "Identification and review of the measurement objective":

- Formålet med målingerne skal klarlægges i starten af måleplanlægningen, med udgangspunkt i henholdsvis kontrakt og lovgivning.
- Note 1: Afhængig af målingernes kompleksitet kan information om målested og drift af anlæg opnås ved enten et før-prøvningsmøde (site review) eller i tilfælde af mindre eller ofte besøgte anlæg via telefon.

Det væsentlige budskab i de to standarder er, at der er en forpligtigelse til at fremskaffe relevante og nødvendige oplysninger om anlæg og målesteder, inden målingerne udføres. Om det sker ved et før-prøvningsmøde eller på anden vis er mindre væsentligt. På mange mindre virksomheder eller virksomheder, som ofte besøges, vil planlægning og klarlægning af måleformål og måleplan klares helt naturligt via telefon, e-mail og brevveksling. Det væsentlige budskab til danske akkrediterede laboratorier er derfor følgende:

- Måleformål og måleplan skal udarbejdes inden målingernes gennemførelse jf. DS/EN 15259 /5/ og afsnit 9.1
- Måleformål og måleplan skal dokumenteres bl.a. ved beskrivelse i rapport.

## 10 Praktisk gennemførelse af måling

### 10.1 Skylning af måleudstyr

For en række parametre er der risiko for afsætning af materiale i prøvetagningssystemet (før filter og evt. mellem filter og absorbent/adsorbent eller som rest ved overførsel til andre beholdere):

- Partikler i lave koncentrationer (MEL-02 /8/)
- Spormetaller (MEL-08a /8/)
- Organiske sporstoffer, MEL-10, MEL-11 og MEL-15 /8/
- Mineralsk olie, MEL-14 /8/
- Phthalater MEL-09 /8/
- Generelt for vaskeflasker: (kvantitativ) overførsel af indhold i vaskeflasker til prøveflasker

Skyllevæsken kan pooler inden analyse med den sammenhørende prøve eller analyseres for sig selv efter behov. For organiske sporstoffer, mineralsk olie og phthalater er det dog hensigtsmæssigt og foreskrevet, at skyllevæsken pooler med den enkelte prøve.

Kvantitativ overførsel fra vaskeflasker til prøvebeholder:

- Indholdet i flasken hældes over i prøvebeholderen uden tab af opsamlingsvæske
- Fritten skal holdes i hånden (kun ydersiden berøres) eller på anden måde opbevares under overhældning, så den ikke kommer i kontakt med overflader og dermed kan kontamineres.
- Fritten placeres løst i vaskeflasken, og med fx. en sprøjteflaske skylles fritten (såvel indvendigt som udvendigt) og indersiderne i flasken, og skyllevæsken samles med den eksponerede

opsamlingsvæske. Af hensyn til detektionsgrænsen bør der anvendes mindst muligt skyllevæske – typisk vil 5-10 ml pr. skylning være tilstrækkeligt<sup>7</sup>.

- Skylningen gentages

## 10.2 Tæthedskontrol

Ved måling i kanaler med stort undertryk eller via måleudstyr med stort modtryk er en tæthedskontrol meget vigtig, da undertrykket i prøvetagningsudstyret let kan medføre, at der suges falsk luft ind i prøven.

Der skal altid gennemføres en tæthedskontrol før hver måling, hvis udstyret har været skilt ad (fx ved filterskift).

Der er flere måder at gennemføre tæthedskontrol på, afhængig af det anvendte udstyr. Her beskrives et par eksempler:

- 1) Prøvetagningssystemets indgang blokeres, og pumpen startes. Såfremt prøvetagningssystemet er tæt, vil gasmålerens tæller efter kort tid stå stille. Vær forsigtig når blokeringen fjernes igen!
- 2) Der monteres et manometer og en ventil før pumpen. Indgangen blokeres, og pumpen startes. Når der er opbygget et vakuum på 4-600 mbar, lukkes ventilen, og pumpen stoppes. Såfremt prøvetagningssystemet er tæt, vil det opbyggede vakuum ikke ændre sig ret meget (ændringen bør være < 2 % af start manometervisning)).
- 3) Ved røggasmålinger kan udstyrets tæthed kontrolleres med en ekstra iltmåler efter hele prøvetagningssystemet. Såfremt iltmåleren i kanalen og den ekstra iltmåler viser samme iltkoncentration (i tør gas), er systemet formodentlig tæt. Såfremt forskellen er mellem de 2 målere er på 0,5 vol % ilt eller mere er det en kraftig indikation af at systemet er utæt. Metoden kan IKKE erstatte en læktest, men den kan bruges til at afsløre utætheder der opstår under målingen.
  - Metoden afslører ikke utætheder i in-stack udstyr (fx. i filterholderen).
  - Metoden bliver usikker, jo højere iltprocent der er i gassen, og er ikke velegnet ved iltprocenter højere end 15 vol %.

## 10.3 Justering og kontrol (kalibrering) af monitorer i felten

Metoder og beregningsformler er nøje beskrevet i de respektive metodeblade for monitorer /8/:

- NO<sub>x</sub> MEL-03
- O<sub>2</sub> MEL-05
- CO MEL-06
- TOC MEL-07

Principperne for justering og kontrol, som skal følges, er følgende:

- Måleren justeres ved tilledning af nul- og spangas uden om prøvetagningssystemet.
- Prøvetagningssystemet kontrolleres ved så vidt muligt at tillede nul- og spangas gennem hele prøvetagningssystemet. Måleren justeres ikke, men der er acceptkrav til fx lækflow. Værdier noteres og benyttes i beregningen.
- Efter prøvning og mindst én gang om dagen kontrolleres målerens drift ved tilledning af nul-, og spangas så vidt muligt gennem hele prøvetagningssystemet. Måleren justeres ikke, og der er acceptkrav. Værdier noteres og benyttes i beregningen.
- Den korrigerede målervisning beregnes efter formelen i metodebladene.

<sup>7</sup> Ved høje støvkonzentrationer (> 50 mg/m<sup>3</sup>) er det nødvendigt med mere skyllevæske (fx 50 ml).

Usikkerheden<sup>8</sup> på det analytiske certifikat på spangassen skal være  $\leq \pm 2\%$  af spangassens værdi. Når målingen benyttes til eftervisning af grænseværdier, skal spangassen have en koncentration på ca. halvdelen af grænseværdien eller mellem 50 % og 90 % af det valgte måleområde.

#### **10.4 Krav til prøveopbevaring og transport af prøver**

Holdbarheden af opsamlingsmedier - såvel før som efter eksponering - varierer meget, og afhænger bl.a. af type samt lys- og varmepåvirkning.

De specifikke krav, som er angivet i den enkelte MEL, skal altid følges. Derudover vil følgende generelle retningslinjer normalt forhindre tab af prøver:

- Væsker fremstilles maksimalt 14 dage før prøvetagning og opbevares på køl og uden lyspåvirkning indtil prøvetagning.
- Under transport af eksponerede prøver benyttes så vidt mulig beskyttelse mod lys og varme.
- Eksponerede prøver beskyttes mod lys og varme og opbevares på køl indtil analyse er mulig.
- Eksponerede prøver analyseres så hurtigt som muligt efter eksponering.
- Prøver skal opbevares i en tæt og velegnet emballage, og ikke sammen med andre materialer.
- Ueksponerede prøver bør ikke opbevares sammen med eksponerede prøver.

### **11 Usikkerheds angivelse ved emissionsmåling**

Måleusikkerhed er knyttet til resultatet af en måling og karakteriserer den spredning af værdierne, som med rimelighed kan tilskrives målestørrelsen /6/.

Måleusikkerhed karakteriseres ved et interval, inden for hvilket den såkaldte "sande værdi" forventes at ligge. Dette interval kan øges ved at multiplicere den beregnede måleusikkerhed med en såkaldt "dækningsfaktor" (sikkerhedsfaktor: k). I emissionsmålinger skal faktoren 2 anvendes, svarende til 95 % sikkerhed.

Oplysninger om måleusikkerhed skal altid fremgå af målerapporter. Derfor skal laboratorier have og anvende procedurer for estimering af måleusikkerhed /10/.

Usikkerhed for målemetoder bestemmes i henhold til DS/EN ISO 20988 /6/ og GUM /11/ gennem bl.a. anvendelse af metodestandarders oplysninger om usikkerhed, anvendelse af erfaringer fra præstationsprøvninger eller andre undersøgelser.

Måleusikkerhed bestemmes på to principielt forskellige måder:

Bestemmelse af måleusikkerhed på basis af sammenlignende måleserier udført ved metoden (direkte tilgang)

Bestemmelse af måleusikkerhed baseret på vurdering af alle trin og undertrin, som bidrager til usikkerheden i den samlede metode (indirekte tilgang)

I den direkte tilgang undersøges alle bidrag under ét. Den direkte metode gør brug af parallelle målinger med to identiske måleudstyr. GUM fokuserer på den indirekte tilgang uden at ekskludere den direkte tilgang.

---

<sup>8</sup> Alle usikkerheder er angivet som 95 % konfidensinterval eller  $k=2$

Den indirekte tilgang omfatter vurdering af hvert enkelt trin i målemetoden. Det samlede måleresultat beskrives ved en ligning, der omfatter alle indgående størrelser (temperatur, tryk, volumenstrømhastighed, masse, iltindhold etc.). Hver størrelse tillægges en værdi og en usikkerhed. De individuelle usikkerhedsbidrag kombineres ved hjælp af ligningen og loven om udbredelse af usikkerhed (law of propagation).

De indgående usikkerhedsbidrag kan bestemmes ved forskellige observationer af de enkelte målestørrelser (type A vurdering) eller ved f.eks. eksperter vurdering (type B vurdering /6/). Observationer omfatter bl.a. gentagne målinger af referencemateriale og præstationsprøvninger med identiske målesystemer.

Generelt for både den direkte og indirekte tilgang gælder, at størrelser, hvis bidrag til usikkerheden udgør mindre end 5 % af den samlede usikkerhed, kan betragtes som neglige.

Ved den indirekte tilgang bestemmes kun usikkerhedsbidrag fra faktorer, som laboratorierne kan identificere og mener at kunne beskrive betydningen af. Ved den direkte metode opnås et estimat af den samlede usikkerhed, men ingen viden om enkeltfaktorer. Et estimat for usikkerhed opnået ved den direkte tilgang omfatter således også evt. uidentificerede "feltfaktorer", som havde betydning på måletidspunktet. Estimatet er ikke nødvendigvis gældende for andre forhold, som kan være meget anderledes.

Usikkerheden på en metode gælder principielt kun ved anvendelse af metoden under samme forhold som ved bestemmelse af usikkerheden. Det betyder, at laboratoriet skal kontrollere, om forholdene ved bestemmelse af usikkerhed er sammenlignelige med de aktuelle forhold i en måleopgave.

Ved den indirekte metode kan alle kendte usikkerheder håndteres, og gennem beregning efter principperne i GUM kan metodeusikkerheder beregnes.

Det er vigtigt, at laboratorierne vurderer alle forhold, som kan spille ind på usikkerheden ved målingen. Det er ikke muligt eller ønskværdigt at tillægge et bidrag fra "ukendte" usikkerheder" eller fejl (feltusikkerhed) /20/.

Referencelaboratoriets rapporter nr. 14 /21/ og 25 /14/ beskriver, hvordan usikkerhedsbudgetter kan opstilles for hhv. manuelle emissionsmålinger og målinger med direkte visende udstyr.

### **11.1 Usikkerhed i forbindelse med dårlige målesteder**

Når målestedet er indrettet og testet (og har bestået) for henholdsvis egnethed til gridmålinger og homogenitet er det muligt at gennemføre en måling med de usikkerhedsangivelser som de akkrediterede laboratorier normalt angiver som usikkerhed på målingen.

Når diverse test ikke er bestået, giver målestedets indretning et betydeligt bidrag til målingens usikkerhed, som er yderst vanskeligt at angive. Af samme årsag angiver DS/EN 15259 /5/ at testene skal bestås, før måleresultatet kan betragtes som pålideligt og sammenligneligt.

Det er det udførende målefirmas ansvar at kommentere og estimere usikkerheden i forbindelse med gennemførte målinger på målesteder, som enten ikke er egnede til traverseringsmålinger eller, som er fundet inhomogene.

---

## 12 Databehandling, præsentation af resultater og rapportering

### 12.1 Databehandling

Der henvises generelt til DANAKs akkrediteringsmeddelelse for laboratorier AML 03 /22/.

### 12.2 Rapportering generelt

En lang række af de europæiske standarder stiller krav om at delresultater, resultat af kontroller etc. skal rapporteres, uden at det skaber værdi for kunde eller myndighed. Tværtimod vil de mange overflødige oplysninger gøre rapporten svær at læse, mere omfattende og mere tidskrævende at fremstille.

Referencelaboratoriet har vurderet at følgende oplysninger ikke skal med i en alm. målerapport, men skal udleveres til kunden på forlangende:

- diverse delresultater som fx:
  - afvejet støvmængde
  - udsuget prøveluftmængde
  - anvendt sondediameter
  - gasmåler temperatur
  - feltblind
- resultatet af diverse godkendte test, som fx;
  - test af isokinetik
  - læktest
  - manglende traversering
  - feltblind over 10 % af grænseværdien

Følgende skal altid rapporteres:

- middelresultater<sup>9</sup> for samtlige relevante parametre.
  - ofte vil det også være relevant at oplyse resultatet af perifere parametre som temperatur, vandindhold og flow
- resultatet af diverse ikke godkendte tests som fx:
  - test af isokinetik
  - læktest
  - manglende traversering
  - feltblind over 10 % af grænseværdien
- resultatet af test af målestedets egnethed til traverseringsmålinger (gridmålinger) skal altid rapporteres jf. afsnit 8 i dette metodeblad
- kanaldimensioner og antal målepunkter ved volumenstrømsmålinger og isokinetiske målinger
- specifikke rapporteringskrav nævnt i de enkelte metodeblade /8/

For QAL2 og AST gælder særlige krav og der henvises til MEL-16 /8/

### 12.3 Præsentation af resultater

Grænseværdier må gerne præsenteres ved siden af måleresultater i akkrediterede rapporter, såfremt det tydeligt fremgår, at grænseværdierne ikke er omfattet af akkrediteringen.

Måleresultater bør angives i afrundet form og afrundet til et antal betydende cifre, som kan retfærdiggøres af usikkerheden på målingen. Samtidig bør der tages hensyn til den grænseværdi, som måleresultatet skal sammenholdes med. Miljøstyrelsen har afgjort (se svar i Referencelaboratoriets svartjeneste [www.ref-lab.dk](http://www.ref-lab.dk)), at et måleresultat skal afrundes til det antal betydende cifre, som grænseværdien er opgivet med

---

<sup>9</sup> Middelresultater nævnes specifikt, idet det ikke kræves at resultater for monitorer præsenteres grafisk med mindre det er relevant for målingens formål.

inden sammenligning. Eksempelvis vil en målt værdi på 0,14, som skal sammenlignes med en grænseværdi på 0,1 (med ét betydende ciffer), skulle præsenteres med ét betydende ciffer således, at 0,1 sammenholdes med 0,1, og grænseværdien anses for at være overholdt. Denne tolkning er også gældende for B-værdierne.

Der er ikke krav om, at usikkerheden på måleresultatet skal angives sammen med det enkelte måleresultat. Rapporten skal dog indeholde oplysninger om den måleusikkerhed, laboratoriet normalt kan opnå ved et optimalt indrettet målested. Såfremt der er særlige forhold under målingen eller, hvis målestedet ikke lever op til kravene i DS/EN 15259 /5/ som nævnt i kap. 8 i nærværende metodeblad, skal rapporten indeholde relevante bemærkninger om den aktuelle usikkerhed på målingen og dennes betydning i forhold til målingens formål.

#### **12.4 Rapportering af aktuel produktion under målingerne.**

Målefirmaet skal rapportere relevante driftsoplysninger i måleperioden i henhold til afsnit 9 i nærværende metodeblad, Luftvejledningen<sup>10</sup> samt afsnit 7 i DS/EN 15259 /5/.

Der henvises i øvrigt til Referencelaboratoriets rapport nr. 26: "Driftsforhold ved emissions målinger" /23/, som bl.a. indeholder et forslag til skema til indberetning af driftsdata under emissionsmålinger i bilag A.

#### **12.5 Rapportering af beskrivelse af målested og måleobjekt.**

CEN/TS 15675:2007 /4/ specificerer, at målerapporten skal indeholde en beskrivelse og entydig identifikation af måleobjektet (kilden), herunder en skitse af målestedets indretning (kanaldimensioner mv.).

### **13 Referenceliste**

- /1/ Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC), Reference Document on the General Principles of Monitoring, July 2003.
- /2/ Joint Research Center - Reference Report on Monitoring of emissions from IED-Installations – Monitoring of emissions to air and water. Final DRAFT October 2013.
- /3/ Overall overview on the handling of field blanks (in ISO and CEN standards), ISO/TC 146/SC 1 N 521.
- /4/ CEN/TS 15675 Air quality - Measurement of stationary source emissions - Application of EN/ISO/IEC 17025:2005 to periodic measurements.
- /5/ DS/EN 15259 Air quality - Measurement of stationary source emissions - Requirements for measurement sections and sites and for the measurement objective, plan and report.
- /6/ DS/EN ISO 20988: Luftkvalitet - Vejledning i vurdering af måleusikkerhed.
- /7/ DS/EN 14181: 2014: Stationary source emissions – Quality assurance of automated measuring systems.

---

<sup>10</sup> Luftvejledningens kapitel 8.2.4.1: "Målerapporten skal indeholde et mål for produktionens størrelse og art i kontrolperioden. Det kan f.eks. være energiproduktion og kultype, eller antal lakerede emner, emnernes overflade og laktype. På visse typer produktionsanlæg kan det være tilstrækkeligt at skrive normal eller maksimal produktion."

- 
- /8/ Miljøstyrelsens anbefalede metoder, metodeblade. Se [www.ref-lab.dk](http://www.ref-lab.dk).
  - /9/ Miljøstyrelsens vejledning nr. 2, 2001 Luftvejledningen, Begrænsning af luftforurening fra virksomheder
  - /10/ DS/EN ISO/IEC 17025: Generelle krav til prøvetagnings- og kalibreringslaboratoriers kompetence
  - /11/ ISO/IEC Guide 98-3: 2008, part 3: Guide to the expression of uncertainty in measurement (GUM).
  - /12/ Referencelaboratoriets rapport nr. 26: Driftsforhold ved emissionsmålinger, 2004 ([www.ref-lab.dk](http://www.ref-lab.dk)).
  - /13/ DS/ISO 5725-1:1995: Nøjagtighed (korrekthed og præcision) af målemetoder og resultater. Del 1: Generelle principper og definitioner.
  - /14/ Referencelaboratoriets rapport nr. 25: Opstilling af usikkerhedsbudgetter for direkte visende instrumenter. Praktisk indgangsvinkel. ([www.ref-lab.dk](http://www.ref-lab.dk)).
  - /15/ Affaldsforbrændingsbekendtgørelsen (1451 - Bekendtgørelse om anlæg, der forbrænder affald) af 20/12/2012.
  - /16/ DS/EN 1948, del 1-4: 2006/2013 . Stationary source emissions – Determination of the mass concentration of PCDDs/PCDFs.
  - /17/ Method Implementation Document (MID 15259), BS EN 15259:2007, Stationary Source Emissions - Requirements for the measurement sections and sites and for the measurement objective, plan and report.
  - /18/ DS/EN 13284-1 Stationary source emissions - Determination of low range mass concentrations of dust - Part 1: Manual gravimetric method: 2001.
  - /19/ DS/EN ISO 16911-1 Stationary source emissions – Manual and automatic determination of velocity and flow rate in ducts – Part 1: manual reference method: 2013.
  - /20/ Referencelaboratoriets rapport nr. 54: Usikkerhed ved emissionsmålinger med særligt fokus på feltusikkerhed, 2009. ([www.ref-lab.dk](http://www.ref-lab.dk)).
  - /21/ Referencelaboratoriets rapport nr.14: Forslag til opstilling af usikkerhedsbudgetter for emissionsmålinger (koncentrationsbestemmelse), 1999 ([www.ref-lab.dk](http://www.ref-lab.dk)).
  - /22/ DANAK Akkrediteringsmeddelelse for laboratorier AML 03: Anvendelse af EDB i akkrediterede laboratorier. 2007.11.30 ( <http://www2.danak.dk/akkreditering/AML/AML03.pdf>).
  - /23/ Referencelaboratoriets rapport nr. 26, 2004. Driftsforhold ved emissionsmålinger. ([www.ref-lab.dk](http://www.ref-lab.dk)).



---

## **14 Bilagsoversigt**

- Bilag 1: Indretning af måleplads og målested
- Bilag 2: Paradigme til homogenitetstest

---

## **Bilag 1 Indretning af måleplads og målested**

Teksten i kapitel 8 i Luftvejledningen er med indførelsen af DS/EN 15259 blevet forældet. Referencelaboratoriet udarbejdede derfor i 2007 et nyt revideret kapitel 8 til Luftvejledningen. Dette kapitel er aldrig blevet offentliggjort, da planerne om at revidere Luftvejledningen er blevet udskudt på ubestemt tid. De dele af kapitel 8, som er relevant for dette metodeblad gengives derfor i dette bilag.

Kapitelinddelingen fra kapitel 8 i Luftvejledningen er bibeholdt

### **8.3 Indretning af måleplads og målested**

#### **8.3.1 Målepladsens indretning**

Med måleplads menes den nødvendige plads omkring et målested, hvor måleudstyret er anbragt, og fra hvilken måleteknikeren skal kunne udføre den nødvendige håndtering af måleudstyret.

Opmærksomheden skal henledes på, at adgang til og ophold på målepladsen skal kunne ske sikkerhedsmæssigt og sundhedsmæssigt fuldt forsvarligt efter Arbejdstilsynets gældende regler.

Det er nødvendigt at skelne mellem indretning af målepladser på større anlæg, hvor der regelmæssigt udføres målinger og mindre anlæg, for eksempel afkast, hvor der måske kun skal foretages ganske få målinger. Derfor kan der ikke opstilles generelle vejledende retningslinier, men i det følgende er der som udgangspunkt anført nogle anbefalinger, som bør følges på større anlæg, hvor der gentagne gange skal udføres målinger, og hvor målingen udføres i en højde på mere end 6 m over terræn:

Målepladsen bør

- være 3-5 m<sup>2</sup> (platformens størrelse afhænger af hvilken type måleudstyr, der skal benyttes),
- kunne bære en punktlast på mindst 400 kg,
- have rækværk i ca. 0,5 m og 1,0 m højde, hvorunder der er placeret en vertikal sokkel (ca. 0,25 meter høj),
- være placeret sådan, at rækværket ikke er i vejen for måleudstyret, der frit skal kunne sættes ind i kanalen (se afsnit 8.3.2.2). Målestutse bør normalt sidde højere end rækværk,
- være placeret sådan, at målestudsene er placeret 1-1,5 meter over platformens gulvhøjde,
- have en trappe eller en fast stige, som fører til målepladsen. Hvor trappen/stigen møder målepladsen, skal rækværket være forsynet med selvlukkende låge eller anden sikkerhedsmæssigt forsvarlig lukkeanordning,
- være forsynet med elektriske kontakter til 230 V strømforsyning, evt 400 volt 16 A CE stik (3 faser, nul og jord),
- have et hejseværk eller lignende til transport af udstyr,
- have god belysning og ventilation,
- have beskyttelse mod vind og vejr,
- have skridsikkert underlag.

Forhold vedrørende sikkerhed og sundhed på målepladsen reguleres af Arbejdstilsynets regler herom, som der henvises til. Der skal således ikke stilles krav herom i en miljøgodkendelse.

### 8.3.2 Målestedets indretning

Med et målested menes det tværsnit i kanalen, hvor emissionsmålingen udføres. Adgang til målestedet i en skorsten eller ventilationskanal opnås normalt ved fastmonterede studse, hvorpå udstyrets udsugningssonder kan skrues fast.

Målestedets placering og antallet af målestudse i kanalen har stor betydning for måleresultatets kvalitet.

Da både gashastighed, partikelkoncentration og partikelstørrelsesfordeling kan variere over et kanaltværsnit, bør målestedet indrettes således, at det er muligt at udtage repræsentative prøver i gasstrømmen. Dette sikres ved at skabe mulighed for at traversere over hele kanaltværsnittet, ved at skabe god opblanding af gassen (ingen lagdeling) samt ved at skabe ensartede strømningforhold over hele tværsnittet.

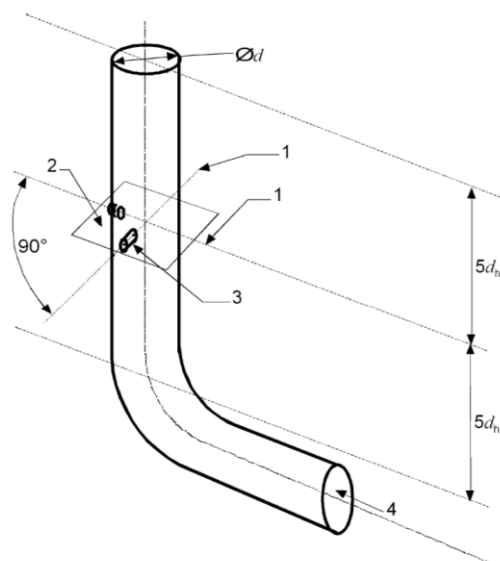
#### 8.3.2.1 Målestedets placering (anbefalinger)

- Måletværsnittet bør placeres vinkelret på gasstrømmen.
- Målestedet bør om muligt placeres i en lodret kanal.
- Vandrette kanaler bør være rektangulære.
- Der bør være en lige strækning  $M_1$  uden enkeltmodstande før målestedet, og en lige strækning  $M_2$  uden enkeltmodstande efter målestedet.  $M_1$  bør være mindst 5 gange  $d_h$  (hydrauliske diameter), og  $M_2$  bør være mindst 2 gange  $d_h$  ( $M_2$  bør være mindst 5 gange  $d_h$  inden en åben skorstenstop/afkasttop).
  - $d_h = d = \frac{2 \cdot L_1 \cdot L_2}{L_1 + L_2}$ , hvor
  - $d_h$  = hydraulisk diameter
  - $d$  = indre diameter i cirkulær kanal.
  - $L_1$  = indre sidelængde 1 i rektangulær kanal.
  - $L_2$  = indre sidelængde 2 i rektangulær kanal.
- Hvis gasserne i en kanal roterer, bør der installeres et rotationshæmmende pladekors før indgangen til det lige kanalstykke.
- Målestedet bør placeres således, at hverken AMS-måling eller referencemåling forstyrres.

Disse anbefalinger vil generelt føre til, at målestedet kan opfylde specifikke kvalitetskrav til målestedet bl.a. angivet i standarden for støvmåling (DS/EN 13284-1) se afsnit 8.3.4 for kontrol af målestedets egnethed.

Et kortere lige stykke kan godt føre til et egnet målested jf. afsnit 8.3.4.

**Figur 6 Illustration af målestedets placering (fra DS/EN 13284-1)**



1. Prøvetagningsdiameter
2. Tværsnitsareal
3. Adgangsstudse/målestudse
4. Strømningsretning

### 8.3.2.2 Antal og placering af målestudse

Generelle anvisninger:

- Der bør anvendes 4" RG studs med indvendigt gevind. Valg af 4" dimension kan fraviges, hvis hensyn til kanaldimensioner eller parameter kræver det. Fravigelse bør altid drøftes med et akkrediteret laboratorium.
- Studsens dybde bør være mellem 30 og 70 mm.
- Ud for hver målestuds bør der være mindst 1,5 meter frit rum, så der er plads til ind- og udtagning af måleudstyr (sonder og lignende) fra kanalen. Hvis kanalens diameter (eller højde/bredde) overstiger 1 meter, bør der være et frit rum på kanaldiameteren + 0,5 meter ud for hver målestuds. Hvis der er monteret målestudse, så der er adgang fra begge sider af kanalen, kan pladsbehovet halveres.
- Hvor der skal måles mange parametre samtidig (især når en af parametrene er partikler eller metaller), bør der monteres ekstra målestudse.
- Målestudsene forsynes med propper, der skal kunne løsnes uden vanskeligheder.
- Kanaler med tykke vægge (f.eks. isolering) forsynes med en åbning til ydersiden af selve kanalen (hvor målestudsene er placeret). En sådan åbning bør være rektangulær med et indvendigt mål på 125 x 500 mm eller dimensioneres i samråd med et akkrediteret laboratorium.

Cirkulære kanaler:

- 2 stk. målestudse monteres i en indbyrdes vinkel på  $90^\circ$ .
- Hvor  $D + S$  er større end 3 m, vælges 4 målestudse monteret med indbyrdes vinkler på  $90^\circ$ .  $D$  = indvendig diameter og  $S$  = studsens dybde.

Se endvidere

Figur 6.

Rektangulære kanaler:

- Målestudsene placeres på den ene lodrette side af kanalen, således at det nødvendige antal målepunkter kan fordeles jævnt over tværsnittet.
- Antallet af målestudse afhænger således af antallet af målepunkter og kanalens dimensioner.

Se endvidere figur 6.

### **8.3.3 Målingens praktiske gennemførelse**

Der henvises generelt til MEL-25 Bestemmelse af volumenstrøm i kanaler, som også indeholder information om antal målepunkter og målepunkternes placering i tværsnittet.

### **8.3.4 Kontrol af målestedets egnethed**

Der henvises til MEL-25 Bestemmelse af volumenstrøm i kanaler.

### **8.3.5 Særlige forhold vedr. måling af gasformige forbindelser og måling i små kanaler**

#### ***8.3.5.1 Måling af gasformige luftforureninger***

Ved gasmålinger gælder generelt de samme krav til indretning af målesteder, som skitseret i afsnit 8.3.2. I visse situationer, f.eks. ved måling i cirkulære ventilationskanaler, kan det være tilstrækkeligt med adgang til kanalen via 2 stk. 1"RG målestudse placeret i en indbyrdes vinkel på 90°. Såfremt virksomheden ønsker at afvige fra kravene til indretning af målesteder, som angivet i afsnit 8.3.2, bør dette godkendes af tilsynsmyndighed og et akkrediteret laboratorium.

#### ***8.3.5.2 Små kanaler***

I kanaler med en hydraulisk diameter (se definition i afsnit 8.3.2.1) mindre end 0,35 m gælder der særlige regler for partikel- og volumenstrømsmåling.

Partikelmålinger kan foretages isokinetisk i ét punkt i kanalens midte.

Der henvises til MEL-25 vedr. måling af volumenstrøm i små kanaler.

I mindre kanaler kan det være hensigtsmæssigt at vælge mindre studsstørrelser. Hvis virksomheden ønsker at afvige fra kravene til studsstørrelser m.v., som angivet i afsnit 8.3.2, bør dette godkendes af tilsynsmyndighed og et akkrediteret laboratorium.

