

Odd Arild Olsen

MILJØOVERVÅKING

Innholdsfortegnelse Miljøovervåking

1 Innledning

- 1.1 Angrepsmåter mot forurensning
- 1.2 Miljøovervåking i system
- 1.3 Måling
 - 1.3.1 Manuelle og automatiske metoder
 - 1.3.2 Kvalitet
 - 1.3.3 Tidsaspektet
- 1.4 Miljøindikatorer
- 1.5 Beslutningsstøttesystemer
- 1.6 Geografiske informasjonssystemer
- 1.7 Forurensningskontroll
 - 1.7.1 Organisering
 - 1.7.2 Kontrollsystem
 - 1.7.3 Kontrollmetoder

2 Måletekniske begreper

- 2.1 Måleomformere
 - 2.1.1 Omformerens elementer
 - 2.1.2 Måle- og arbeidsbetingelser
- 2.2 Nøyaktighet
- 2.3 Statisk nøyaktighet
 - 2.3.1 Linearitet og konformitet
 - 2.3.2 Hysterese og dødgang
 - 2.3.3 Oppløsning
 - 2.3.4 Repeterbarhet og reproduserbarhet
 - 2.3.5 Aldring
 - 2.3.6 Justering av karakteristikk
- 2.4 Dynamisk nøyaktighet
- 2.5 Ytre feilkilder
 - 2.5.1 Interferensfeil
 - 2.5.2 Usymmetrisk metning
 - 2.5.3 Anvendelsesfeil
- 2.6 Kombinerte feilkilder

3 Kvalitetssikring

- 3.1 Prinsipp for kvalitetssikring
- 3.2 Internkontroll
- 3.3 Kvalitetssikring av målesystem
 - 3.3.1 Målesystemets struktur
 - 3.3.2 Planleggingsstruktur

4 Statistikk

- 4.1 Hyppighetsfordeling og kumulativt frekvenspolygon
 - 4.1.1 Hyppighetsfordeling
 - 4.1.2 Kumulativt frekvenspolygon
 - 4.1.3 Fraktiler
 - 4.1.4 Datafiltrering
 - 4.1.5 Bruk av referansefordeling
- 4.2 Kontrolldiagram
- 4.3 Fordelingsfunksjoner
 - 4.3.1 Normalfordeling
 - 4.3.2 Middelveidestimatets egenskaper
 - 4.3.3 Usikkerhet i beregnet middelveid
 - 4.3.4 Log-normalfordeling
- 4.4 Fastleggelse av nødvendig prøvetakingsfrekvens
 - 4.4.1 Basert påkrav til konfidens
 - 4.4.2 Basert påkrav til beslutningssikkerhet
 - 4.4.3 Fordelingsuavhengig beslutning
- 4.5 Seriekorrelasjon
 - 4.5.1 Når målinger ikke er uavhengige
 - 4.5.2 Autokorrelasjon
 - 4.5.3 Seriekorrelasjon og prøvetakingsfrekvens
- 4.6 Fjerning av periodiske variasjoner

5 Prøvetaking

- 5.1 Representativitet
- 5.2 Feilkilder
- 5.3 Strømningsforhold
- 5.4 Prøvetakingssted
 - 5.4.1 Homogene strømmer
 - 5.4.2 Inhomogene strømmer
- 5.5 Prøvetaking fra vann
 - 5.5.1 Prøvetakingsfrekvens
 - 5.5.2 Prøvetakere
 - 5.5.3 Prøvetakerinnløpet
 - 5.5.4 Prøveberedning
 - 5.5.5 Prøvelagring
- 5.6 Prøvetaking i gass
 - 5.6.1 Prøvetakere
 - 5.6.2 Isokinetisk prøvetaking
 - 5.6.3 Gassers trykk- og temperaturegenskaper
 - 5.6.4 Gassberedning
 - 5.6.5 Materialvalg
 - 5.6.6 Transport
- 5.7 Luftovervåking
 - 5.7.1 Luftovervåkingens formål
 - 5.7.2 Plassering
 - 5.7.3 Prøveberedning og måling

6 Modellering

- 6.1 Modellprinsipper
- 6.2 Dose-respons modeller
- 6.3 Hydrodynamiske modeller
 - 6.3.1 Bevegelsesligninger
 - 6.3.2 Forenklinger og beregninger
- 6.4 Spredningsmodeller
 - 6.4.1 Noen definisjoner
 - 6.4.2 Gaussisk spredningsmodell
- 6.5 Sporstoffer
 - 6.5.1 Sporstoffer i vann
 - 6.5.2 Sporstoffer i luft

7 Måling av temperatur, trykk og væskeniå

- 7.1 Temperatur
 - 7.1.1 Varmetransport til sensor
 - 7.1.2 Montering
 - 7.1.3 Måleprinsipper
 - 7.1.4 Kalibrering
- 7.2 Trykk
 - 7.2.1 Prosesstilkobling
 - 7.2.2 Dynamiske forhold
 - 7.2.3 Måleprinsipper
 - 7.2.4 Kalibrering
- 7.3 Nivå
 - 7.3.1 Trykkbasert nivåmåling
 - 7.3.2 Posisjonsbasert nivåmåling
 - 7.3.3 Nivåvakter
 - 7.3.4 Målebrønn

8 Strømningsmåling

- 8.1 Strømningsmåling i rør
 - 8.1.1 Strømningsbildet
 - 8.1.2 Egenskaper som måles
 - 8.1.3 Beregning av midlere hastighet
 - 8.1.4 Måleskive og andre trykkfallbaserte elementer
 - 8.1.5 Pitotrør
 - 8.1.6 Elektromagnetisme
 - 8.1.7 Ultralyd
- 8.2 Vannføringsmåling
 - 8.2.1 Overløp

- 8.2.2 Målerenner
- 8.2.3 Måling av nivået
- 8.2.4 Målenøyaktighet

9 Merteorologiske og oseanografiske instrumenter

- 9.1 Meteorologiske måleinstrumenter
 - 9.1.1 Vindhastighet
 - 9.1.2 Vindretning
 - 9.1.3 Temperatur
 - 9.1.4 Nedbør
 - 9.1.5 Termisk stråling
 - 9.1.6 Fuktighet
 - 9.1.7 Radioaktiv stråling
 - 9.1.8 Sodar
 - 9.1.9 Dataoverføring
- 9.2 Oseanografiske måleinstrumenter
 - 9.2.1 Forankring og dataoverføring
 - 9.2.2 Måleinstrumenter

10 Væskeanalyse

- 10.1 Vannforurensning
- 10.2 Potensiometriske metoder
 - 10.2.1 Nernsts formel
 - 10.2.2 Referanseelektrode
- 10.3 pH
 - 10.3.1 Definisjon av pH
 - 10.3.2 pH-måling
 - 10.3.3 Mediets innvirkning på pH-måling
 - 10.3.4 Kalibrering
 - 10.3.5 Feilkilder
 - 10.3.6 Elektriske forhold
 - 10.3.7 Elektroderensning
- 10.4 Ioneselektive elektroder
 - 10.4.1 Prinsipp
 - 10.4.2 Tilsatsmåling
- 10.5 Redokspotensiale
 - 10.5.1 Redoksprosesser
 - 10.5.2 Målemetode
- 10.6 Ledningsevne
 - 10.6.1 Fysisk grunnlag
 - 10.6.2 Indirekte måling av pH og alkalitet
 - 10.6.3 Målemetoder
- 10.7 Måling av oppløst gass
 - 10.7.1 Polarografisk oksygenmåler
 - 10.7.2 Kalibrering
- 10.8 Fotometri
 - 10.8.1 Lysdempning
 - 10.8.2 Målemetoder
- 10.9 Turbiditet
 - 10.9.1 Definisjoner
 - 10.9.2 Nefelometre
 - 10.9.3 Turbidimetre
- 10.10 Karbon i vann
 - 10.10.1 Definisjoner
 - 10.10.2 Noen automatiske målemetoder
- 10.11 Olje i vann

11 Gassanalyse

- 11.1 Fysiske og kjemiske måleprinsipper
 - 11.1.1 Magnetisme
 - 11.1.2 Varmeledningsevne
 - 11.1.3 Varmetoning
 - 11.1.4 Halvledersensorer
 - 11.1.5 Kjemisk luminescens
 - 11.1.6 Kolorimetrisk analyse
 - 11.1.7 Flammeionisasjon

- 11.1.8 Elektrolytisk oksygenmåling
- 11.2 Absorpsjonsspektroskopi
 - 11.2.1 Måleprinsipp
 - 11.2.2 Infrarød absorpsjon
 - 11.2.3 Ultrafiolett absorpsjon
 - 11.2.4 Kildeovervåking
 - 11.2.5 Optisk områdeovervåking
- 11.3 Måling av partikkeltetthet
 - 11.3.1 Partikkelmasse
 - 11.3.2 Røyktetthet
- 11.4 Kromatografi

12 Fjernmåling

- 12.1 Optiske målemetoder
 - 12.1.1 Bruk av optiske instrumenter
- 12.2 Flyovervåking
 - 12.2.1 Overvåking av akutt forurensning
- 12.3 Satellittinstrumenter
 - 12.3.1 Optiske instrumenter
 - 12.3.2 Radarmålinger
- 12.4 Telemetri over satellitt
 - 12.4.1 Bruksområde
 - 12.4.2 Argos-systemet

13 Biologiske sensorer

- 13.1 Fisk
 - 13.1.1 Ventilasjonsrate
 - 13.1.2 Reotaksi
 - 13.1.3 Svømmeaktivitet
 - 13.1.4 Atferd
 - 13.1.5 Oksygenforbruk
- 13.2 Virvelløse dyr
- 13.3 Mikroorganismer
 - 13.3.1 Mikroorganismekulturer
 - 13.3.2 Mikroorganismeelektroder
- 13.4 Enzymsensorer

14 Datainnsamling og dataoverføring

- 14.1 Datainnsamlingsystemer
 - 14.1.1 Strukturer
 - 14.1.2 Måle- og styreenhet
- 14.2 Datakommunikasjon
 - 14.2.1 Dataoverføring
 - 14.2.2 Datanett
 - 14.2.3 Trådbundet overføring
 - 14.2.4 Radiooverføring

15 Systemeksempler

- 15.1 Utslippsovervåking ved mønsterkortproduksjon
- 15.2 Vannkvalitetsovervåking
 - 15.2.1 Plassering av målestasjoner
 - 15.2.2 Målestasjonene
 - 15.2.3 Driftssentral
 - 15.2.4 Drift og organisering
- 15.3 Utslippskontrollsystem
 - 15.3.1 Prosess og utslipp
 - 15.3.2 Operatørstøttesystem
 - 15.3.3 Dokumentasjons- og rapporteringssystem
 - 15.3.4 Erfaringer
- 15.4 Luftkvalitetsovervåking
 - 15.4.1 Forurensningskilder
 - 15.4.2 Målestasjoner
 - 15.4.3 Luftkvalitetsmodell
 - 15.4.4 Kvalitetssikring
- 15.5 Havovervåking
 - 15.5.1 Datainnsamling
 - 15.5.2 Informasjonsbehandling

15.6 Plantevern

15.6.1 Integrert plantevern

15.6.2 Automatisk veiledningstjeneste

15.6.3 Datagrunnlag

15.6.4 Modeller

A Lambert-Beers lov

A.1 Dempning av lys

A.2 Målefeil

A.3 Optimal veilengde

B Statistiske tabeller

C Litt hydromekanikk

C.1 Reynolds tall

C.2 Froudes tall

C.3 Bernoullis ligning

C.4 Frispeilstrømning

C.4.1 Strømningsforhold ved måleoverløp og målerenner

C.4.2 Beregning av langhalset målerenne

C.5 Partikkelmekanikk

D Referanser

E Stikkordregister

4.5 Seriekorrelasjon

4.5.1 Når målinger ikke er uavhengige

For flere av metodene som er omtalt, er det nevnt at en forutsetning er at måleserien består av uavhengige målinger. Med det menes at med kjennskap til ett målepunkt kan vi ikke spå noe om hva neste verdi blir. Når målingene tas med langt mellomrom, er det lite sannsynlig at det er en sammenheng mellom målingene. Når intervallet er kort, øker sannsynligheten for sammenheng. Hva som er langt og kort, avhenger av dynamikken i systemet, hvor raskt det endrer seg. Når målingene ikke er uavhengige, sier vi at måleserien er *autokorrelert*.

Informasjonsinnholdet i en måleserie med n uavhengige målinger er større enn i en tilsvarende serie med avhengige målinger fordi mye av informasjonen i ett målepunkt gjentas i etterfølgende målinger. En vanlig grunn til korrelasjon mellom målingene er at prosessen inneholder én eller flere tidskonstanter.

En statistisk modell for seriekorrelasjon med enkel tidskonstant er en førsteordens markovprosess. Den er beskrevet av differensligningen

$$y_{t+1} = \tau y_t + e_t, \quad \tau < 1 \quad (4.55)$$

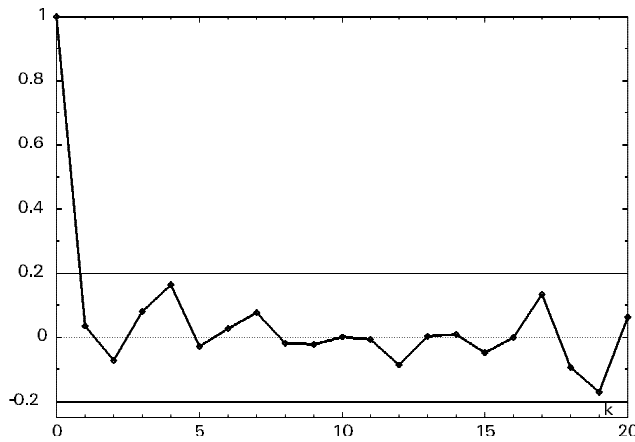
hvor t er tidsskritt nummer, y utgangssignalet og e en målesignalkilde uten seriekorrelasjon. Av formelen ser vi at neste tidsskritt inneholder τ av forrige utgangsverdi. Selv om inngangssignalet er en uavhengig tilfeldig sekvens, så er utgangssignalet ikke uavhengig. Informasjonen fra forrige tidsskritt inneholder også deler av alle tidligere utgangsverdier, selv om restene av dem blir mindre og mindre for hvert tidsskritt som går. Som eksempel er det som er igjen av y_{t-4} i y_{t+1} , $\tau^5 y_{t-4}$. For uavhengige tidsserier er $\tau = 0$.

4.5.2 Autokorrelasjon

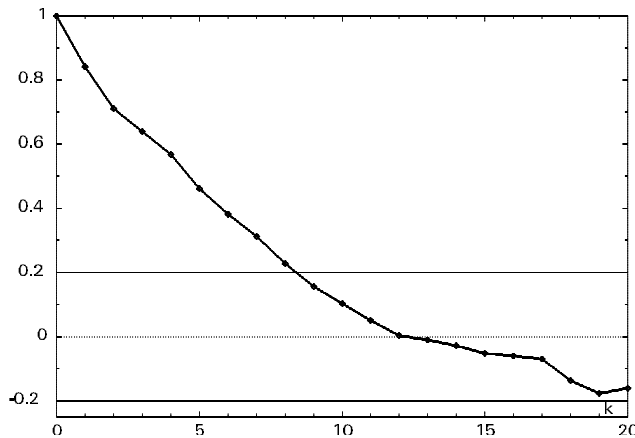
Når vi har en måleserie x_1, x_2, \dots, x_n , angir autokorrelasjonen hvor mye informasjon som finnes igjen i etterfølgende målinger. Vi tar utgangspunkt i autokovariansfunksjonen for måleserien. Den er

$$c_k = \frac{1}{n} \sum_{t=1}^{n-k} (x_t - \bar{x})(x_{t+k} - \bar{x}) \quad (4.56)$$

Først fjernes middelveiden, deretter multipliseres de to målingene med tidsforskjell k , og til slutt finner vi middelveiden av alle disse produktene. Hva skjer nå dersom serien bare inneholder statistisk uavhengige målinger? Når $k \neq 0$, er det stor sannsynlighet for at fortegnet til produktene varierer fra tidsskritt til tidsskritt, og middelveiden går mot null når n er stor.



Figur 4.20:
Eksempel på korrelogram
for en serie av uavhengige
målinger. Grensene for
 $\pm 2/\sqrt{n}$ er tegnet inn.



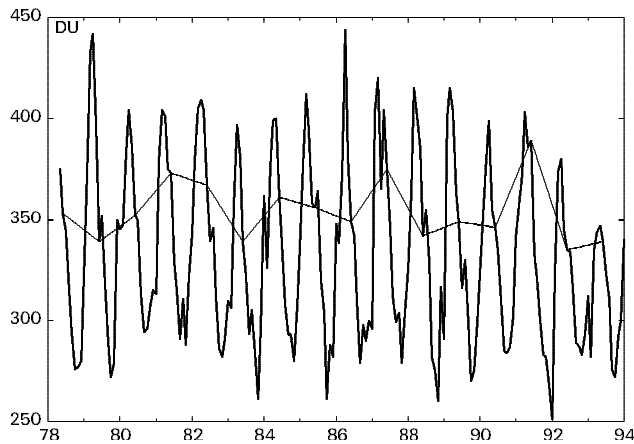
Figur 4.21:
Korrelogram for en lavpassfiltrert
serie av uavhengige målinger.

Når $k = 0$, går ligningen over til det vanlige uttrykket for varians, $c_0 = \sigma^2$. Det er gunstig å normalisere (4.56) ved å dividere c_k med c_0 . Resultatet er autokorrelasjonsfunksjonen, som har verdien 1 for $k = 0$

$$r_k = \frac{\sum_{t=1}^{n-k} (x_t - \bar{x})(x_{t+k} - \bar{x})}{\sum_{t=1}^n (x_t - \bar{x})^2} \quad (4.57)$$

Vanligvis er det ikke noe poeng i å beregne funksjonen for $k > n/4$.

Formelen over gir et estimat av autokorrelasjonen. Selv med uavhengige målinger avviker funksjonen noe fra null for $k > 0$. For en helt tilfeldig tidsserie er autokorrelasjonsfunksjonen normalfordelt med standardavvik $1/\sqrt{n}$. 97 % av verdiene ligger innenfor $\pm 2/\sqrt{n}$. En graf som viser autokorrelasjonsfunksjonen som funksjon av tidsforskyvningen k , kalles et *korrelogram*. Figur 4.20 viser korrelogrammet for en måleserie med 100 uavhengige enkeltmålinger, det vil si at 2σ -grensen er $\pm 0,2$. Når den samme måleserien «går gjennom en treg prosess», det vil si lavpassfiltreres, blir korrelogrammet som i figur 4.21. Den



Figur 4.22:
Serie av månedsmidler av ozon målt over Oslo. Linjer er trukket mellom juni-verdiene. Måleenheten er Dobsonenheter (DU). Maksimalverdiene opptrer omkring mars hvert år. Data fra Fysisk institutt, Universitetet i Oslo, målt av S. H. H. Larsen.

kraftige avhengigheten mellom etterfølgende målinger kommer tydelig fram.

Når måleserien inneholder periodiske komponenter, oppstår perioder i autokorrelasjonsfunksjonen med samme periodelengde som i måledata. Figur 4.22 viser en måleserie for månedsmidlet, atmosfærisk ozon over Oslo. Tidsskrittet er derfor 1 mnd. Figur 4.23 er seriens autokorrelasjon med forskyvning opp til tre år. Funksjonen er basert på 189 målepunkter, så $2/\sqrt{n}$ er 0,145. Vi ser at autokorrelasjonens periode er 12 mnd, og at den er negativ for forskyvning på et halvt år. Autokorrelasjon er et nyttig verktøy for å finne ut om det er periodiske variasjoner i måledata, men det forutsetter at alle målingene er tatt med fast måleintervall, og at det ikke mangler data i serien.

Når autokorrelasjonen tas for måleserier hvor periodiske komponenter og trend er fjernet, kalles autokorrelasjonen *seriekorrelasjon*.

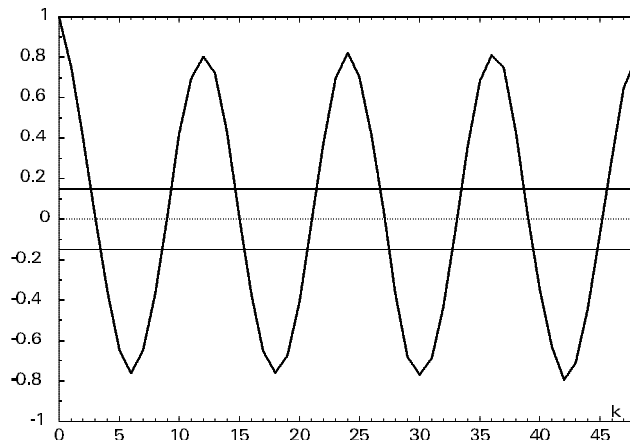
4.5.3 Seriekorrelasjon og prøvetakingsfrekvens

I måleserier med seriekorrelasjon flyter informasjon over fra måling til måling. Hvert målepunkt inneholder derfor mindre ny informasjon enn når målingene er uavhengige.

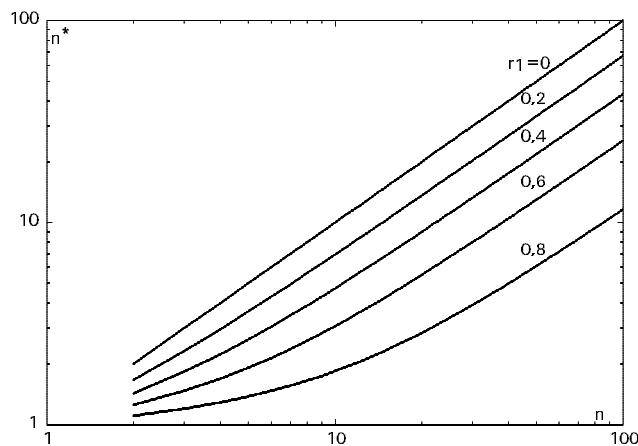
Tidligere har vi sett at konfidensintervallet går mot null når antall målinger middelverdiestimatet er basert på, går mot uendelig. Likeledes blir beslutningssikkerheten bedre når antall målinger øker. En forutsetning for det er uavhengige målinger. Når dette kravet ikke er oppfylt, går konfidensintervallet mot en grense når datamengden øker. I et fysisk system er det alltid seriekorrelasjon, bare måleintervallet gjøres lite nok.

Det kan vises at variansen til middelverdiestimer er

$$\text{Var}(\bar{x}) = \frac{\sigma^2}{n} \left[1 + \frac{2}{n} \sum_{k=1}^{n-1} (n-k)r_k \right] \quad (4.58)$$



Figur 4.23:
Korrelogram for måleserien i figur 4.22.



Figur 4.24:
Effektivt antall målinger for førsteordens markovprosess med forskjellige verdier av r_1 .

Når det ikke er seriekorrelasjon, $r_k = 0$ for $k > 0$, reduseres dette til formelen vi er vant til: $\text{Var}(\bar{x}) = \sigma^2/n$.

Forholdet mellom middelverdiens varians med og uten seriekorrelasjon er målingenes informasjonsinnhold I

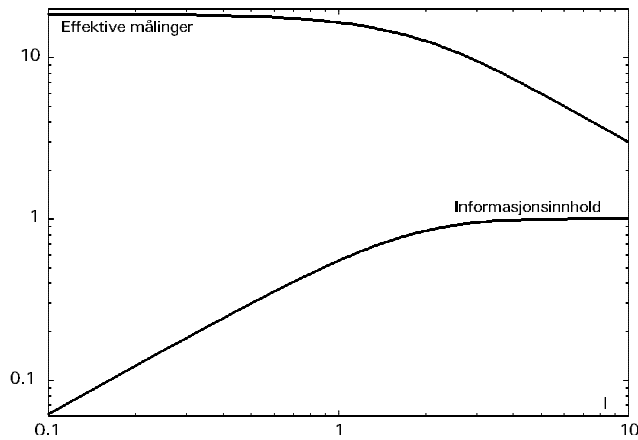
$$I = \left[1 + \frac{2}{n} \sum_{k=1}^{n-1} (n-k)r_k \right]^{-1}, \quad I \leq 1 \quad (4.59)$$

Effektivt antall målinger er $n^* = nI$. For prosesser som kan tilnærmes med en enkel tidskonstant (førsteordens markovprosesser), er

$$I = \left[\frac{1+r_1}{1-r_1} - \frac{2}{n} \frac{r_1(1-r_1^n)}{(1-r_1)^2} \right]^{-1} \quad (4.60)$$

hvor $r_1 = \tau$. Eksempler på denne funksjonen er vist i figur 4.24.

Eksempel 4.24: Døgtankinnholdet fra et avløp analyseres daglig for å beregne månedsmiddelverdien. τ er 0,6 og n er 30. Fra diagrammet ser vi at effektivt antall



Figur 4.25:
Informasjonsinnhold og effektivt antall målinger over 30 døgn med varierende måleintervall.

målinger er åtte. Dersom vi hadde lagret utslippsprøver i 3-døgnstanker, ville seriekorrelasjonen mellom de ti prøvene blitt $r_1 = \tau^3 = 0,2$. Figuren viser at effektivt antall da er sju. Forholdet mellom konfidensintervallet for middelveien i de to tilfellene er $\sqrt{8/7} = 1,07$, mens forholdet mellom kostnader til prøvetaking og analyse er $30/10 = 3$. \triangleleft

Eksemplet viser at det ikke lønner seg særlig å gå ned i måleintervall når vi allerede har endel seriekorrelasjon. Seriekorrelasjonen blir mindre når prøvene samles opp over lengre tidsrom for hver prøve. Med den prosessdynamikken som vanligvis er i utslippskilder, er det denne funksjonen døgnstanken har.

Er måleseriene seriekorrelert, og metodene som skal brukes for å analysere data, krever uavhengige målinger, kan vi anvende midling. Serien deles opp i tidsintervaller, og middelveien⁴ beregnes for hvert intervall. Middelveidserien består da av uavhengige data, forutsatt at intervallene er lange nok. En annen måte å se dette på er vist i figur 4.25. Den viser informasjonsinnholdet i hver måling og effektivt antall prøver når det tas prøver over 30 døgn og $\tau = 0,3$. For måling 1 gang pr døgn ($T = T_0 = 1$) er informasjonsinnholdet 0,55 og effektivt prøveantall 16,5. Figuren viser hva som skjer når vi endrer måleintervallet T .

Eksempel 4.25: Vi endrer måleintervallet til 0,1, det vil si ti målinger pr døgn. r_1 er da $\tau^{T/T_0} = 0,3^{0,1} = 0,89$. Figuren viser at informasjonsinnholdet er 0,06 og effektivt antall målinger 18,6. Vi har vunnet lite selv om vi nå tar 300 målinger i løpet av måneden. Måler vi bare hvert tiende døgn, blir informasjonsinnholdet 1, det vil si at det ikke lenger er noe seriekorrelasjon. Effektivt antall er derfor tre. Av figuren ser vi at vi må opp i omtrent tre døgn mellom målingene før seriekorrelasjonen blir uvesentlig. \triangleleft

At måleintervallet må være langt i forhold til systemets dynamikk for å

⁴ Middelveien beregnes for hvert intervall for seg, det må ikke brukes glidende middelvei.

få uavhengige målinger, har sine positive sider. I et tregt system slipper vi å måle hyppig. Måleprogrammets kostnader og datamengden som det skal holdes styr på, blir mindre. For å kartlegge den naturlige variasjonen av pH i en elv er det sjelden nødvendig å måle pH oftere enn et par ganger i måneden. Det kan gjøre det økonomisk gunstig å foreta manuelle målinger i stedet for å etablere en automatisk målestasjon.⁵ Seriekorrelasjonen gjør det mulig å ta svært få og små prøvemengder. Eksempelvis er Glommas midlere vannføring omkring $2 \cdot 10^9$ l/h. Tar vi en prøve på 1 l hvert døgn, representerer prøven bare $20 \cdot 10^{-12}$ av totalvolumet. Likevel er prøven representativ for forholdene i elven i løpet av døgnet.

Det samme skjer ved romlige målinger, for eksempel ved overvåking av radioaktivitet. Når antall målestasjoner øker og avstanden mellom dem minsker, nås en grense hvor ytterligere målestasjoner ikke bidrar med særlig mer informasjon, krysskorrelasjonen mellom målestedene blir vesentlig. For å spare kostnader og andre ressurser er det derfor viktig å kartlegge krysskorrelasjonsforholdene når måleprogrammet planlegges.

4.6 Fjerning av periodiske variasjoner

Figur 4.22 er et eksempel på en tidsserie med kraftig sesongvariasjon, autokorrelasjonsfunksjonen viste at perioden var ett år. Sykliske variasjoner er vanlig i miljødata og utslipp, syklene kan ha mange periodetider, som døgn, uker, måneder og år. Solflekksyklusen er 11 år. I mange sammenhenger vil vi fjerne sesongvariasjonene før data behandles videre.

Prinsippet for sesongvariasjonsfjerning er å subtrahere et estimat av variasjonene fra måledata. Estimater kan være i form av en funksjon, gjerne satt sammen av sinus- og cosinuskomponenter. Fase og amplituder må tilpasses tidsserien. En annen generell metode er multiplikative sesongmodeller. Se Box og Jenkins (1971).

Vi ser tilbake på figur 4.22 for å illustrere en mye enklere metode. Hvert år i tidsserien består av 12 målinger x_{ij} , hvor indeks i er måned nummer og j år. Middelerdien for hver måned i løpet av serien kan beregnes. Alle junimålingene er markert i figuren, middelerdien for junimålingene er $\bar{x}_6 = 354$ DU. Alle de tolv middelerdiene \bar{x}_i beregnes. Middelerdien for hele serien er \bar{x} . Sesongvariasjonen fjernes ved å subtrahere månedsmidlene fra tilhørende måneder:

$$y_{ij} = x_{ij} - \bar{x}_i + \bar{x} \quad (4.61)$$

⁵ Er overvåkingens motivasjon å måle utslippsepisoder til elven, må imidlertid målefrekvensen økes. Det er motivert ut fra andre forhold enn de rent statistiske.

Siktedybde begrenses vesentlig av suspenderte partikler og alger. På sommertid vil algene dominere, og siktedypet kan erfaringsmessig skrives som

$$S_d = 10,8[\text{kla}]^{-0,62} \quad (6.7)$$

Som eksemplet viser, er dose-responsmodeller svært enkle og inneholder få parametre som må bestemmes. Modellenes generelle gyldighet avhenger av hvor mye parametrene varierer fra innsjø til innsjø. Siden det ikke inngår noen fysiske eller kjemiske relasjoner i ligningene, kan ikke modellen benyttes under andre forhold enn de som rådet da data ble samlet inn. For dette eksemplet er det blant annet antatt at algekonsentrasjonen alltid er gitt av den begrensningen fosforet gir. Vi ser av modellen at temperaturen ikke er med, slik at temperaturavhengige effekter ikke kan studeres. Likevel kan modellen i mange tilfeller forenkle måleprogrammet for sjøen fordi vi antar parametrene, eller i det minste flertallet av parametrene, å være kjent på forhånd. I stedet for å måle trofinivå i en rekke vannprøver gjennom året, kan trofinivået beregnes fra noen få målinger av fosforkonsentrasjonen i vanntilførsel og måling av tilførselsstrøm.

6.3 Hydrodynamiske modeller

For beskrivelse av transport og fortykning av forurensning er dynamiske modeller mye brukt. Prinsippene for meteorologiske og hydrodynamiske modeller er de samme, men meteorologiske modeller er mer kompliserte fordi luft er mer kompressibelt enn vann. I tillegg må man ta med fuktighetens tre tilstander: gass, væske og is og tilstandenes forskjellige latente varme. Som et eksempel på dynamiske modeller skal vi derfor se på en hydrodynamisk modell av et havområde.

6.3.1 Bevegelsesligninger

Modellene skal beskrive vannets bevegelse når det utsettes for krefter. Primærkreftene som forårsaker bevegelsen, er: gravitasjon fra jord, måne og sol, vind og atmosfæretrykk. Sekundære krefter er et resultat av vannets bevegelse: coriolis og friksjon. Når vannbevegelsen er kjent (beregnet), kan transport og fortykning av kjemiske substanser, for eksempel forurensning og næringssalter, legges til, likeså alger, zooplankton og høyerestående livsformer.

Bevegelsesligningene tar utgangspunkt i Newtons 2. lov, som på vektorform er $\mathbf{F} = m\mathbf{a}$, eller ved å løse ut akselerasjonen: $\mathbf{a} = \mathbf{F}/m$. Dette beskriver akselerasjonen som resultat av sum av kraftpåvirkninger pr masseenheter, og kan skrives som

$$\text{akselerasjon} = \frac{\text{coriolis} + \text{trykk} + \text{gravitasjon} + \text{friksjon}}{\text{masseenhet}} \quad (6.8)$$

Ved å definere et koordinatsystem der de horisontale aksene er x og y og den vertikale z , med positiv z -akse oppover, kan akselerasjonsligningen skrives på komponentform.

$$\frac{\partial u}{\partial t} = fv - \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x} + F_x \quad (6.9)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} = -fu - \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial y} + F_y \quad (6.10)$$

$$\frac{\partial w}{\partial t} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial z} + g + F_z \quad (6.11)$$

Her er u , v og w hastighetene i henholdsvis x -, y - og z -retning. f er coriolisparameteren, p trykk, ρ tetthet, g gravitasjon og F friksjon pr masseenhed. De tre partielle differensialligningene for hastighetskomponentene er grunnlaget for å beregne bevegelsen. Avhengig av bruksområde kan de forenkles og utvides med andre faktorer, for eksempel er tettheten en funksjon av temperatur, trykk og saltinnhold. En vanlig forenkling er å anta balanse mellom trykkrefter og gravitasjon i vertikal retning, slik at netto vertikal kraft og akselerasjon kan neglisjeres ($\partial w / \partial t = 0$). Fordi vertikalhastighetene antas små, kan også friksjonen i denne retningen ses bort fra. Ligning 6.11 forenkles da til

$$\frac{dp}{dz} = \rho g \quad \rightarrow \quad p(z) = p_0 + g \int_{-z}^0 \rho dz \quad (6.12)$$

Trykket i en viss dybde er altså integralet av tettheten fra den aktuelle dybden til overflaten, multiplisert med gravitasjonen. Dette kalles den *hydrostatiske* ligningen. p_0 er lufttrykket. Når det synker, får vi et lokalt sug som trekker vannmasser til seg, overflaten stiger, motsatt vil øket lufttrykk føre vannmassene bort fra stedet.

Vi satte den vertikale akselerasjonen til null for å få til denne forenklingen. Vertikal hastighet kan vi derimot ikke se bort fra. Den er gitt av kontinuitetsligningen, divergensen til hastighetsfeltet er null:

$$\nabla V = 0 \quad \rightarrow \quad \frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \quad (6.13)$$

Derav er vertikal strøm i et punkt gitt av differansen mellom vann som strømmer horisontalt til og fra punktet.

Friksjonskreftene i vannet oppstår når vannmasser som ligger nær hverandre, har forskjellig hastighet, og på grenseflatene mot bunn og atmosfære. Friksjonen fører til blanding mellom vannmassene, som angis med blandingskoeffisientene A_V og A_H . Blandingskoeffisientene er de samme for blanding av temperatur, salt, næringssalter og forurensninger som er oppløst i vannet. Coriolisparameteren er avhengig av breddegraden og er gitt som

$$f = 2\Omega \sin \phi \quad (6.14)$$

hvor Ω er jordrotasjonens vinkelhastighet og ϕ breddegraden.

Ved å innføre blandingskoeffisientene i ligningene 6.9 og 6.10 får vi de lineære Navier-Stokes-ligningene for horisontal bevegelse:

$$\frac{\partial u}{\partial t} = fv - \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial z} A_V \frac{\partial u}{\partial z} + A_H \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} \quad (6.15)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} = -fu - \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial z} A_V \frac{\partial v}{\partial z} + A_H \frac{\partial^2 v}{\partial x^2} \quad (6.16)$$

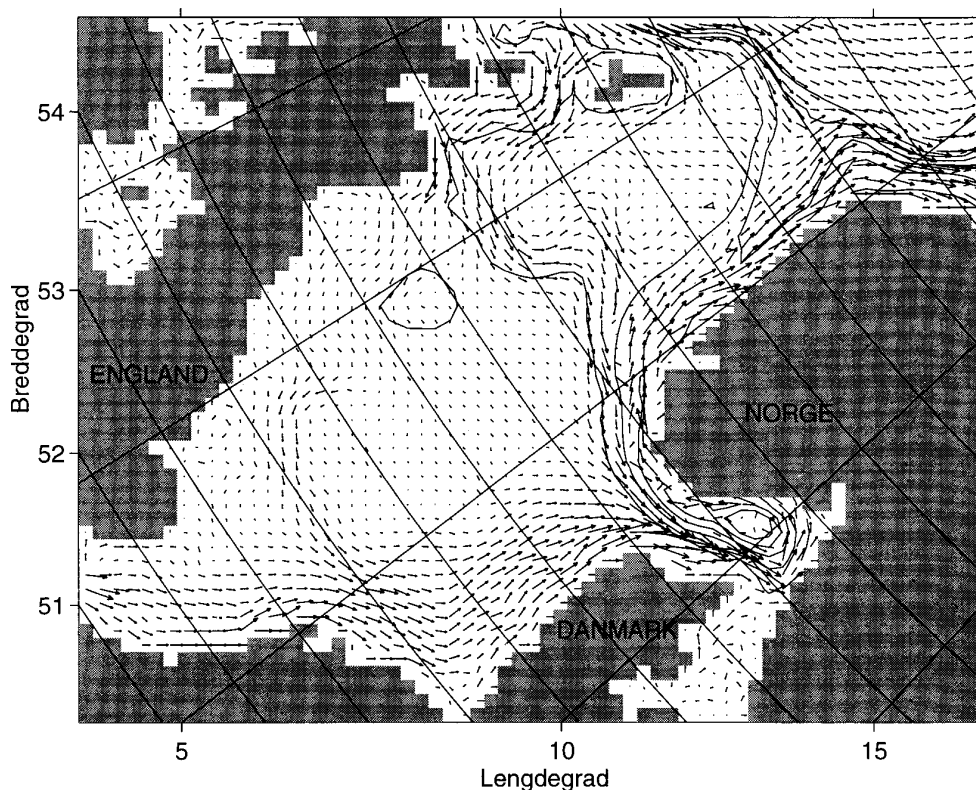
Kombinert med kontinuitetsligningen danner disse ligningene grunnlaget for modeller av hydrodynamiske systemer, men det er en rekke andre faktorer og forhold som kan tas med i en hydrodynamisk modell, interesserte vises til Slagstad (1992).

Når ligningene skal anvendes i en modell, må de kombineres med korrekte grensebetingelser. For det første må bunnens topografi angis, hastighetene normalt på bunnen og overflaten skal være null. Videre må tilstandene i modellens grenseflater være kjent. De mest aktuelle tilstandene er lufttrykk, vindhastighet og retning, månens plassering og temperatur, saltinnhold og hastighet til vannet som strømmer inn og ut av området som modelleres. Figur 6.2 viser resultatet av simulering av havstrømmer i Nordsjøen, pilene viser månedsmidlede hastighetsvektorer. Vi ser at en vesentlig del av innstrømmingen til Skagerrak følger Norskerenna fra nordsiden av Skottland. I Skagerrak blandes strømmen med vann fra Kanalen, snur nordover og ut langs norskekysten. På høyde med Haugesund er strømmen omkring $1 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{s}$.

6.3.2 Forenklinger og beregninger

Bevegelsesligningene må løses numerisk. For dette formålet deles vannvolumet opp i bokser som er små nok til å gi numerisk stabilitet. Ligningene løses i hvert volum, gridpunkt. Deles Barentshavet opp i horisontale elementer på $20 \times 20 \text{ km}$, blir det 70×80 horisontale gridpunkter. Med vertikal oppdeling i 12 lag blir totalt antall gridpunkter 67200. Ligningene må løses i hvert gridpunkt med en tidsoppløsning på 200 s. På en så kraftig datamaskin som Cray-X-MP tar det omkring et kvarter å simulere modellen for én måned. Spesielt når kjemiske og biologiske sammenhenger trekkes inn i modellen, blir det derfor fristende å forenkle modellen. Å gå ned fra tre- til én- og todimensjonale modeller gir dramatisk mindre regnetid.

1-dimensjonale modeller: I havet varierer fysiske og biologiske forhold mye mer med dybden enn med horisontal avstand. Over få meters dybde kan for eksempel temperaturen variere med flere grader, mens horisontal variasjon samtidig kan være innenfor én grad over flere kilometers avstand. Under slike forhold kan modellen reduseres til bare vertikale effekter. Vertikal strømningshastighet ses gjerne bort fra, men den vertikale blandingskoeffisienten er viktig.



Figur 6.2: Simulerte havstrømmer i Nordsjøen. Det er overflatestrømmens hastighetsvektorer som er vist. Dybdekonturer er tegnet for hver 100 m (Dag Slagstad).

2-dimensjonale modeller: Her er bare de horisontale bevegelsene med, og hastigheten antas konstant nedover i vannsøylen. Dette kalles *dybdeintegrerte* modeller. Antakelsene er riktig nok dersom det ikke er for store tetthetsvariasjoner og for grunne vannmasser. For dypt vann vil vind gi overflatestrømmer som er helt forskjellig fra strømmingene lenger ned i vannsøylen. Ved å dybdeintegrere får vi

$$U = \int_{-H}^{\eta} u \, dz, \quad V = \int_{-H}^{\eta} v \, dz \quad (6.17)$$

hvor H er bunndybden, η overflatens høyde i forhold til «havets overflate» og U og V de dybdeintegrerte hastighetene. Disse hastighetene kan kombineres med Navier-Stokes ligninger og kontinuitetsligningen.

Eksempel 6.1: Som et eksempel på hvordan prinsippene over kan brukes i praksis, skal vi kort se på en modell av Tyrifjorden. Den er utviklet for å studere spredning

av forurensning fra hovedkilden til et område hvor drikkevannsinntak til Asker og Bærum er plassert.

Forurensningen er hovedsakelig avløp fra bebyggelse og industri (Hønefoss) til Storselva. Miljøindikatorer brukt i modellen, er koliforme bakterier og tungmetaller. Den vesentligste drivkraften for vannets dynamikk er antatt å være vind, som fører til at vann stuves opp mot land dit vinden blåser. Den skråstilte vannoverflaten driver vannstrømmene fordi den horisontale trykkvariasjonen blir stor.

I tillegg til Navier-Stokes ligningene er modellen utvidet med ligninger for temperatur og konsentrasjon av forurensning. De partialderiverte ligningene løses med numerisk integrasjon. For dette formålet deles fjorden opp i horisontale kvadrater, 250×250 m, og fire vertikale sjikt, fra overflaten til 7 m dyp, 7–14 m, 14–28 m og fra 28 m til bunnen. Testing av modellen ble utført ved å tilføre radioaktivt sporstoff til overflaten. Sporstoffskyens utbredelse ble målt flere ganger i døgnet etter utslipp.

Nytten av modellen er først og fremst å redusere behovet for måling, prøvetaking og analyse kraftig. Etter at modellen er kalibrert og funnet å virke tilstrekkelig godt, kan modellen simulere en rekke forhold. Vesentligst er spredning av forurensninger og deres konsentrasjoner ved drikkevannsinntaket. I stedet for å måle konsentrasjonen i årevis for å få med seg mange kombinasjoner av utslipp, temperatur- og vindforhold, kan ekstreme forhold og spesielle kombinasjoner simuleres. Figur 6.3 viser et eksempel på simulert spredning av koliforme bakterier.

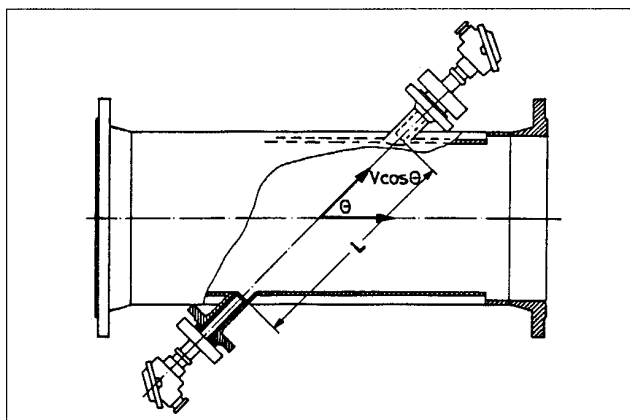
Modellen kan tenkes brukt operativt. Den simuleres da kontinuerlig og føres med målinger av vindretning og -hastighet, temperatur og strømningshastighet. Målingene benyttes for sakte å justere inn parametre i modellen slik at den over tid stemmer mest mulig med virkeligheten. For å justere modellen er det bare behov for målinger i noen få punkter i sjøen, kanskje bare ett. Kombinasjon av modell og et fåtall målinger gir brukeren full oversikt over forurensningssituasjonen i hele fjorden. Under drift av drikkevannsanlegget kan systemet gi alarm når beregnet forurensningskonsentrasjon ved inntaket begynner å stige mot en alarmgrense. I en slik situasjon er det aktuelt å ta vannprøver for analyse for å bedre sikkerheten i bedømmelsen av den lokale situasjonen. <

6.4 Spredningsmodeller

Spredningsmodeller brukes for å beregne luftkvalitet i uteluft. Luftkvaliteten varierer med forurensningskildenes utslipp, meteorologiske forhold og andre statistiske parametre. Selv om vi kan måle kvaliteten kontinuerlig, er det derfor middelverdier sett over døgn, uker og gjerne år som tas i betraktning ved vurdering av konsekvenser og tiltak.

6.4.1 Noen definisjoner

Emisjon: Utslipp av forurensning fra en kilde. Kilden kan være aktiv eller passiv. Fra en aktiv kilde er utslipp et resultat av aktiviteten som foregår. Passive kilder forurenser uten noen aktivitet, for eksempel ved diffusjon fra et



Figur 8.15:
Gangtidsmålende ultra-
lydmåler (Danfoss).

$$t_2 = L/(c - v \cos \theta) \quad (8.19)$$

Hvor t er gangtidene, L gangveien, c lyd hastigheten og θ vinkelen mellom strømningshastighet og lydbane. Kombinasjon av ligningene gir midlere strømningshastighet gjennom lydbanen:

$$v = \frac{L}{2 \cos \theta} \frac{t_2 - t_1}{t_2 t_1} \quad (8.20)$$

Dette uttrykket for middelhastigheten forutsetter at strømningsfeltet er rotasjonssymmetrisk. Ultralydmålere brukes mest til store rør, men lydbanen må aldri gå gjennom luft fordi lydtransmisjonen i luft er dårlig. Lyddempningen er også stor hvis væsken inneholder gassbobler. Partikler som er sammenlignbare med lydets bølgelengde, eller større, kan også gi kraftig dempning.

8.2 Vannføringsmåling

For væske som flyter i åpne kanaler, bruker vi spesielle måleprinsipper, ofte basert på forskjellige typer innsnevring som primærelement. Strømningen beregnes som en funksjon av væsknivået et stykke oppstrøms primærelementet. Når strømningen øker, stiger nivået. Måling av strømning i åpne kanaler benyttes bare for mer eller mindre rent vann. Målingen kalles derfor gjerne *vannføringsmåling*.

Vi skiller mellom overløp (*weirs*) og målerenner (*flumes*). Overløp er en demning med en åpning vannet kan renne ut av. I målerenner er det en horisontal og/eller vertikal innsnevring. De to hovedprinsippene har sine fordeler og ulemper.

Overløp: Som oftest er overløp både det enkleste og billigste alternativet for å måle strømning i åpne kanaler. Den største ulempen er at overløpets nedre kant må være noe høyere enn vannnivået etter overløpet, slik at vannet renner som

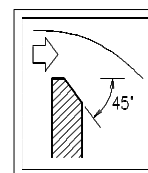
en fri foss ut av demningen. Overløp betinger derfor større forskjell mellom vannivået før og etter primærelementet. Siden vannets hastighet er lav før demningen, vil partikler i vannet synke og sedimentere. Når sedimentene bygger seg opp, påvirker de etterhvert målenøyaktigheten. Selv med ganske rent vann er det behov for rutinemessig opprensning. Overløp er generelt mer nøyaktige enn renner.

Målerenner: I motsetning til overløp behøver ikke nivåforskjellen før og etter elementet være særlig stor. Når rennen er riktig dimensjonert, strømmer nedstrøms vann unna tilstrekkelig fort til at det ikke påvirker strømningsforholdene i rennen. Renner har en jevnere overgang mellom kanal og primærelement slik at partikler og kvist og kvas lettere følger med vannet gjennom rennen. Renner er derfor i stor grad selvrensende, og vedlikeholdskostnader kan bli betydelig lavere enn for overløp. Selvrensingen gjør at målerenner er mye brukt til å måle avløpsvann. Renner er vanskeligere å lage enn overløp og blir derfor gjerne dyrere. Renner krever også noe mer plass i kanalens lengderetning.

8.2.1 Overløp

Overløp benevnes etter overløpets utforming, de vanligste er v-, rektangel- eller trapesformet. Hver type har en karakteristisk ligning som gir strømming som funksjon av vannivået et stykke oppstrøms overløpet. Se tillegg C for utledning av dette forholdet. Overløp kan konstrueres etter to prinsipper: enten skarpkantet eller med trekantformet terskel. Vi skal bare se på skarpkantede overløp. Det er visse grunnleggende regler som gjelder ved konstruksjon av overløp. De bør følges for å oppnå best mulig nøyaktighet (Grant, 1979):

- Overløpet bør ha en tykkelse på 3–6 mm med en skarp 90-graders kant oppstrøms. Hvis overløpet lages av tykkere materiale, avfases kanten i 45° nedstrøms slik at tykkelsen i overkant faller innenfor dette området. Overkanten bør ikke være tynnere enn noen millimeter fordi en tynn kant lett blir ødelagt.



- Overløpets oppstrøms overflate bør være glatt og plan, og skal monteres normalt på kanal-aksen i både horisontal og vertikal retning. Overløpets terskel skal være helt vannrett for å sikre uniform strømming over åpningens lengde. V-overløp skal stå med spissen rett ned.

- Åpningens dimensjoner eller vinkel må bestemmes nøyaktig fordi de inngår i sammenhengen mellom strømming og nivå.

- Det kan være nødvendig å ventilere undersiden av fossen dersom overløpets bredde ikke er særlig smalere enn kanalen. Uventilert kan det danne seg undertrykk under fossen som forstyrrer strømningsforholdene.

- Avstanden fra kanalbunnen til overløpets terskel skal være minst to ganger så stor som maksimal forventet overløpsnivå h_{\max} . Grunnen til det er at vannet skal få roet seg tilstrekkelig før overløpet.
- Før overløpet skal kanaltilløpet være rett i en avstand på minst 20 ganger h_{\max} . I dette området skal kanalbunnen være flat eller med svært liten helning.
- Overløpets terskel må være høyere enn maksimalt nedstrøms vannivå for å sikre fri utstrømning.
- Instrumentet som måler nivået, plasseres oppstrøms i en avstand minst fire ganger h_{\max} . Instrumentets nullpunkt må justeres slik at det nøyaktig svarer til overløpets terskel.
- Overløpet og overløpets kanter må holdes rene. Fibre, alger, kvist og kvas har lett for å hekte seg fast her, og må jevnlig fjernes. Oppstrøms demningen må også bunnsedimenter fjernes.
- Overløpets dimensjoner velges ut fra kunnskap om minimal og maksimal vannføring.
- Kanaltilløpet bør i en avstand av 15 til 20 ganger h_{\max} ha et tverrsnittsareal minst åtte ganger større enn strømningsarealet i overløpet for å sikre lav tilstrømnings hastighet i forhold til hastigheten gjennom overløpet. Tilstrømningen bør være jevnt fordelt over tverrsnittet og uten turbulens.

Med disse generelle anbefalingene i bakhånd kan vi se nærmere på de enkelte overløpstypene. De oppgitte formlene er tilnærmede. For best nøyaktighet vises til formler gitt i ISO-standarder og Mosevoll mfl (1991).

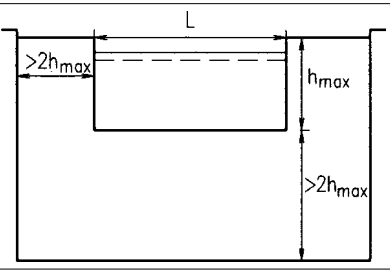
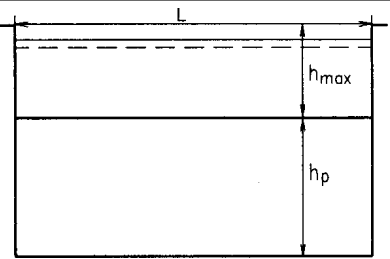
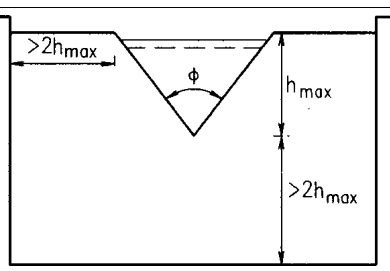
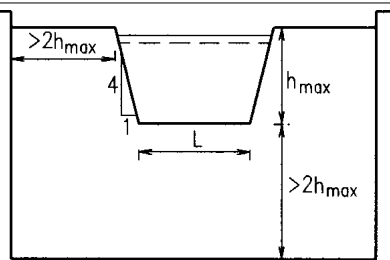
V-overløp: Ved liten åpningsvinkel er nivået mer følsomt for endringer i strømming enn når vinkelen er stor. Åpningsvinkelen kan imidlertid ikke være for liten fordi kapillærkrefter i vannet fører til målefeil. Av samme grunn er målenøyaktigheten dårlig ved lav strømming når vannet bare flyter nederst i åpningen. Vanligst åpningsvinkel er 90° . For best nøyaktighet bør overløpsnivået være mellom 6 og 60 cm. Strømmingen er i dette nivåintervallet gitt ved

$$q = 1,38 \tan\left(\frac{\alpha}{2}\right) h^{2,5} \quad (8.21)$$

Overløpsnivået h er i meter og strømmingen q i m^3/s . V-overløp egner seg best for små vannføringer, opp til $0,4 \text{ m}^3/\text{s}$.

Rektangulært overløp: Rektangulære overløp egner seg for strømmer fra noen få l/s til flere m^3/s . For best nøyaktighet beregnes overløpet slik at overløpsnivå ved minimal forventet strømming er større enn 6 cm og mindre enn halve åpningsbredden ved maksimal strømming. Når bredden på overløpet er så smal

Tabell 8.2: Vannføringsformler for overløp.

	Type	Karakteristikk
	Rektangel	$q = 1,77Lh^{1,5}$
	Rektangel, full bredde	$q = \left(1,79 + 0,21 \frac{h}{h_p}\right)Lh^{1,5}$
	V	$q = 1,38 \tan\left(\frac{\phi}{2}\right)h^{2,5}$
	Trapes, Cipoletti	$q = 1,86Lh^{1,5}$

at demningen går ut minst to ganger maksimal overløpsnivå til hver side av åpningen, er sammenhengen mellom overløpsnivå og strømning gitt av

$$q = 1,77Lh^{1,5} \quad (8.22)$$

hvor L er overløpets bredde og h overløpsnivå, begge i meter, og strømningen i m^3/s . Typiske data for overløp med forskjellige overløpsbredder er gitt i tabell 8.4, for alle eksemplene er minimumsnivået 6 cm og maksimumsnivået $0,5L$.

Åpningsvinkel	Min. vannføring $10^{-3}\text{m}^3/\text{s}$	Maks. vannføring $10^{-3}\text{m}^3/\text{s}$
22,5°	0,24	76
30°	0,33	103
45°	0,50	159
60°	0,70	222
90°	1,22	385

Tabell 8.3:
Parametre for V-overløp.
Minimum og maksimum
strømning er for henholds-
vis 6 og 60 cm overløps-
nivå.

Tabell 8.4: Måleområde for noen eksempler på rektangulære overløp.

Overløpsbredde m	h_{\max} m	Minimal strøm m^3/s	Maksimal strøm m^3/s
0,10	0,05	—	$2,0 \cdot 10^{-3}$
0,20	0,10	$5,2 \cdot 10^{-3}$	$11 \cdot 10^{-3}$
0,40	0,20	$10 \cdot 10^{-3}$	$63 \cdot 10^{-3}$
1,0	0,5	$26 \cdot 10^{-3}$	0,63
2,0	1,0	$52 \cdot 10^{-3}$	3,5
4,0	2,0	0,10	20

Et spesialtilfelle av rektangulære overløp fås når overløpet går i hele demningens bredde. Ved å legge inn ventilasjonsrør sikres fri lufting under fossen. I dette tilfellet er formelen for strømning gitt av

$$q = \left(1,79 + 0,21 \frac{h}{h_p}\right) Lh^{1,5} \quad (8.23)$$

h_p er høyden fra kanalbunnen til overløpets underkant.

Trapesformede overløp: De er en modifikasjon av rektangulære overløp, åpningsens sider heller noe utover. Når stigningen til sidene er 4:1, kalles det *Cipoletti-overløp*.

$$q = 1,86Lh^{1,5} \quad (8.24)$$

L er terskelens bredde. Trapesformede overløp har omtrent samme anvendelsesområde som rektangulære og noe større følsomhet, men har noe dårligere nøyaktighet.

Ved siden av å være interessante i seg selv er måling av parametre i luft og vann viktige for mange måle- og overvåkingsprogrammer. Ikke minst er det nødvendig å kjenne vindhastighet, -retning og nedbør for at spredningsmodeller skal ha noen mening. Spesielt ved vurdering av konsesjonsgrenser for utslipp til vann er kunnskap om strømningshastigheter, vannutskiftningsforhold og sjikting viktige faktorer. De er med på å bestemme resipientens tålegrenser.

9.1 Meteorologiske måleinstrumenter

Instrumentene i automatiske værstasjoner monteres fritt og i standardisert høyde over bakkenivå. Spesielt er nedbør- og vindmålere følsomme for forstyrrende objekter. Selve masten utstyret er montert i, eller uregelmessigheter i vegetasjon og topografi kan påvirke forholdene ved målestedet slik at målingene ikke blir representative. Vi skal se nærmere på prinsipper for de viktigste meteorologiske instrumentene.

9.1.1 Vindhastighet

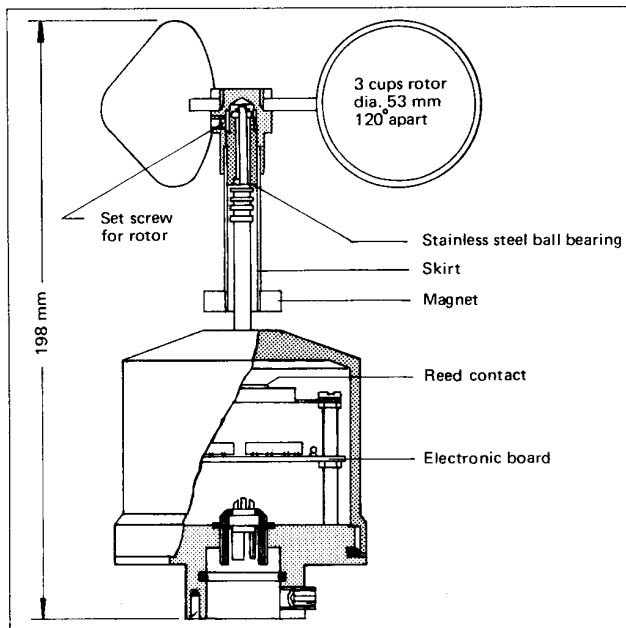
Vindhastighet ble tidligere angitt etter Beauforts vindskala. Den var basert på seilføringen for et skværrigget orlogsfartøy under bidevindseilas. Senere ble knop brukt. Idag benyttes enheten m/s. Vindstyrken varierer, middelhastighet er midlere vindhastighet målt over 10 minutter. Vindkast er øket hastighet som varer fra 1 til 20 sekunder.

Vindhastighetsmålere, anemometre, kan baseres på en rekke prinsipper, for eksempel propeller, pitotrør, avkjøling av et varmt legeme, ultralyd og vindpress mot en flate. Vindmålere karakteriseres ved en rekke begreper, de viktigste er

Nedre målegrense: Den minste vindhastigheten som kan måles. For mekaniske målere er grensen gitt av friksjon. Et problem med mekaniske målere er ising om vinteren. Med nedre målegrense 0,5 m/s begynner måleren å rotere ved flau vind. I målere som baseres på ikke-mekaniske prinsipper, er nedre målegrense gitt av forventet nullpunktsfeil.

Øvre målegrense: Ved høye vindhastigheter kan måleren gå i metning eller rett og slett blåses i stykker. Slike begrensninger bestemmer øvre målegrense.

Distansekonstant: Den luftdistansen som må passere måleren for at målt hastighet skal nå 63 % av en sprangendring. Luftdistansen er $d = vt$, hvor v er vindhastigheten og t tiden det tar før målt hastighet skal nå 63 % av sluttverdien. Luftdistansen kan regnes om til tidskonstanten $\tau = d/v$. Med en distansekonstant på 1,5 m er målerens tidskonstant 1,5 s ved 1 m/s (flau vind) og 20 ms ved 70 m/s (orkan).



Figur 9.1:
Skålkorsanemometer
(Aanderaa instruments).

Skålkorsanemometer

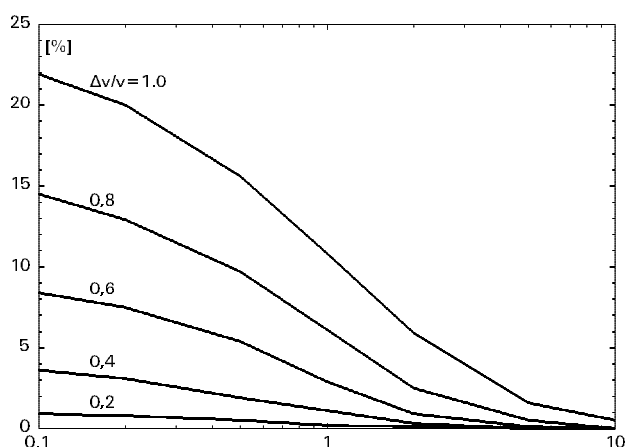
Figur 9.1 viser et skålkorsanemometer. Det er et mye brukt prinsipp for vindmåling. Skåler er montert på eiker som kan dreie om den vertikale akselen. Vindkreftene er større på den konkave enn på den konvekse siden av skålene. Det gir akselen en drivende kraft. Det har vist seg at måleren blir mest lineær når skålene har en konisk form, når forholdet mellom skåldiameter og avstanden fra rotasjonsakselen til skålsentrum er 1,25, og når skålens kant er falset. Tre skåler gir mer konstant moment enn to eller fire, slik at vinkelhastigheten varierer mindre i løpet av hver omdreining. Det er spesielt viktig ved lave hastigheter. Skålsentrens tangentialhastighet er vanligvis 30–50 % av vindhastigheten. Hastighetsforholdet varierer noe med vindhastigheten. Den ulineære karakteristikken kan beskrives av en rekke, som regel er det godt nok å bruke to ledd:

$$v = v_0 + an \tag{9.1}$$

hvor v er vindhastighet, v_0 vindhastigheten som skal til for å starte rotoren, og n skålkorsets omdreiningshastighet.

Skålkorsanemometerets tidskonstant er kortere ved økende vindhastighet enn når vindstyrken avtar. Det gir feil når middelhastigheten skal beregnes. Når vinden ikke er stabil, blir beregnet midlere vindhastighet for høy. For sinusformet hastighetsvariasjon kan feilen relateres til en dimensjonsløs konstant

$$K = \frac{0,55\rho R^2 r^2 T v}{I} \tag{9.2}$$



Figur 9.2:
Relativ feil i % som funksjon av K ved beregning av middels vindhastighet. Parameter er forholdet mellom hastighetsamplitude og middelhastighet.

hvor ρ er luftens tetthet, R^2 radius fra rotasjonsaksen til skålenes sentrum, r skålenes radius, T variasjonens periodetid, v midlere vindhastighet og I rotorrens treghetsmomentet. Stor verdi for K gir liten feil. Derfor bør korsets og skålenes radius logisk nok, være stor i forhold til treghetsmomentet. Figur 9.2 viser relativ feil som funksjon av K for et firearmet kors med halvkuleformede skåler. $\Delta v/v$ er forholdet mellom sinussvingningenes amplitude og hastighetens middelvei. Ved uregelmessige hastighetsendringer viser det seg at feilen øker med en faktor på omkring 1,5.

Propeller

Propellmålere har maksimal følsomhet når vinden er parallell med propellaksen. Når tre propellmålere monteres normalt på hverandre, måler de vindhastighetskomponentene.

Ultralydmålere

Mange av skålkorsanemometerets feilkilder elimineres ved å måle lufthastigheten med ultralyd. Prinsippet er det samme som beskrevet på side 176. Hastigheten måles langs tre akser, og vindhastighetens absoluttverdi kan beregnes. De målte hastighetsvektorene kan også brukes til å beregne vindretningen.

Plassering

Standardplassering av vindmåler er 10 m over åpent terreng. Et kriterium for «åpent terreng» er at forstyrrende objekter er lavere enn en tidel av horisontal avstand til anemometeret. Dersom ikke anemometeret er montert i standardhøyde, kan vindhastigheten regnes om til standardhøyde ved

$$v_{10} = \frac{v_h}{a + b \lg(h + c)} \quad (9.3)$$

10.1 Vannforurensning

Naturlig forekommende stoffer og forurensninger i vann deles i tre hovedgrupper:

Suspendert stoff: Partikulært materiale, som fibre, fett, slam, humus, kolloider.

Oppløst stoff: Oppløst organisk materiale og ioner, som uorganiske salter, syrer, baser.

Mikroorganismer: Av mikroorganismer er det de sykdomsfremkallende som er viktige, spesielt i forbindelse med drikkevann. Tilførsel skjer mest ved lekkasje fra avløpsanlegg og avrenning fra jordbruksareal.

Spesielt energikrevende industri kan bruke vann som kjølemiddel. Utslipp til vann gir lokal temperaturøkning. Enkelte industrier produserer kaldt vann. Utslipp av varmt eller kaldt vann kan også betraktes som en lokal forurensning. I tillegg til innhold av giftstoffer og andre kjemiske forbindelser karakteriseres gjerne avløpsvann med mer generelle parametre, som

Alkalitet: Vannets evne til å motstå endring av pH når base eller syre tilsettes, altså bufferevne. Alkaliteten domineres av vannets karbonatinnhold. Begrepet alkalitet er egentlig knyttet til basitet i betydning høy pH, men brukes i denne sammenhengen for karbonatinnhold eller ekvivalent karbonatinnhold.

Hardhet: Vannets hardhet er gitt av konsentrasjonen av multivalente metallioner. Vanligvis er det kalsium og magnesium som dominerer, men jern, mangan, strontium og aluminium kan også i enkelte tilfeller bidra. Aluminium forekommer særlig i vassdrag påvirket av sur nedbør.

Næringsinnhold: Biokjemisk og kjemisk oksygenforbruk av en prøve uttrykker grad av næringsinnhold. Næringsinnholdet påvirker algevekst og oksygenforbruk i omgivelsene.

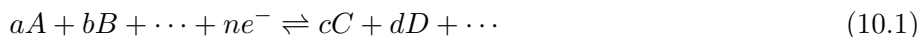
Karboninnhold: Tilsvarende på mange måter næringsinnhold målt som oksygenforbruk.

10.2 Potensiometriske metoder

For måling av pH, ionekonsentrasjon og redokspotensiale er målesignalet spenningen (potensialet) mellom en indikator- og en referanseelektrode. Kjernen i disse metodene er Nernsts formel.

10.2.1 Nernsts formel

Anta at vi har en reaksjon



hvor store bokstaver representerer formler for de ladede eller uladede stoffene som inngår i reaksjonen, e^- er antall elektroner som inngår, og de små bokstavene er støkiometriske koeffisienter. Nernst fant at det elektriske potensialet for en elektrodereaksjon (egentlig halvreaksjon) etter denne formelen var

$$U = U_0 - \frac{RT}{nF} \ln \frac{[C]^c \gamma_C [D]^d \gamma_D \dots}{[A]^a \gamma_A [B]^b \gamma_B \dots} \quad (10.2)$$

hvor R er gasskonstanten (8,314), T absolutt temperatur og F Faradays konstant ($9,648 \cdot 10^4$). U_0 er standardpotensialet for den aktuelle reaksjon. Standardpotensialet avhenger av temperaturen, elektrodematerialet og ionene i væsken. I væsker er tallene inne i hakeparenteser stoffenes konsentrasjon, i gasser partialtrykket. γ er stoffenes spesifikke aktivitet og angir avvik fra ideelle forhold. I tynne løsninger og ideelle gasser under moderat trykk er $\gamma = 1$. Ionenes aktivitet, a , er produktet av konsentrasjonen og den spesifikke aktivitet. Når $\gamma = 1$ er Nernsts formel

$$U = U_0 - \frac{RT}{nF} \ln \frac{[C]^c [D]^d \dots}{[A]^a [B]^b \dots} \quad (10.3)$$

Formelen uttrykker at elektrodenspenningen er en konstant pluss en funksjon av ionekonsentrasjonen.

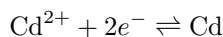
Ved å innføre briggske logaritmer i stedet for den naturlige (multiplisere med 2,303) og sette inn for R og F , får vi

$$U = U_0 - 198,3 \cdot 10^{-6} \frac{T}{n} \lg \frac{[C]^c [D]^d \dots}{[A]^a [B]^b \dots} \quad (10.4)$$

og ved romtemperatur

$$U = U_0 - \frac{0,0591}{n} \lg \frac{[C]^c [D]^d \dots}{[A]^a [B]^b \dots} \quad (10.5)$$

Eksempel 10.1: Vi har en kadmiumelektrode som står i en 0,01 M Cd^{2+} løsning ved 25 °C. Reaksjonen er



Standard elektrodspotensial for denne kombinasjonen ved 25 °C er $-0,403$ V. Elektrodspotensialet er da

$$U = U_0 - \frac{0,0591}{n} \lg \frac{1}{[\text{Cd}^{2+}]} = -0,403 - \frac{0,0591}{2} \lg \frac{1}{0,01} = -0,462$$

<

10.2.2 Referanseelektrode

For å måle elektrodepotensialet må vi måle mot en referanse. Til det brukes referanseelektroder. Referanseelektroden gir en galvanisk kobling fra måleledningen til væsken, men det oppstår en overgangsspenning mellom væskepøven og måleledningen. For ideelle elektroder er overgangsspenningen uavhengig av konsentrasjonen og hva slags ioner det er i væsken.

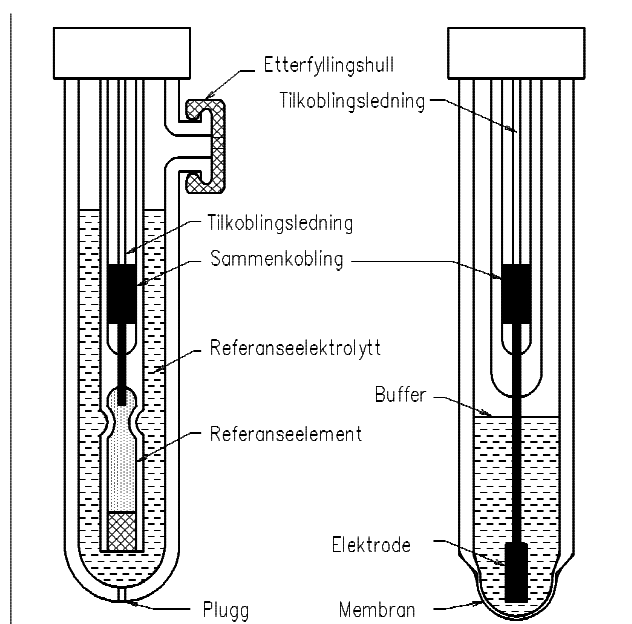
En vanlig utforming er vist i figur 10.1. Det ytre glasset er fylt med en konsentrert elektrolytt, ofte kaliumklorid. Galvanisk kontakt mellom prøven og elektrolytten dannes via et hull. For å hindre at referanseelektrolytten renner for fort ut, er hullet tettet med en porøs plugg, ofte av teflon eller et keramisk materiale. Elektrolytten siver sakte ut gjennom pluggen. Pluggen blir derfor kontinuerlig forsynt med ny elektrolytt slik at den opprettholder god ledningsevne. Mange referanseelektroder har et hull for etterfylling av elektrolytt. For spesielle anvendelser er elektrolytten i form av polymer eller gel. Da kan hullet mot prøven være åpent, noe som gir bedre og mer stabil kontakt. Måleledningen har galvanisk kontakt med elektrolytten via referanseelementet, som består av en forsølvet platinatråd i en sølvkloridløsning. Løsningen har galvanisk kontakt med elektrolytten gjennom et filter.

Referanseelektrodenes betydning for nøyaktig måling er ofte oversett, men de står for omkring 80 % av problemene ved elektrodebaserte målinger. Det er flere feilkilder som kan opptre. De viktigste er:

Hastighetsfeil: Når prøvevæsken beveger seg i forhold til elektroden, forstyrres det elektriske feltet rundt pluggen eller ionekonsentrasjonen i pluggen. Det gir opphav til nullpunktsfeil. Den hastighetsvarierende nullpunktsfeilen øker logaritmisk med hastigheten og kan komme opp i flere titalls millivolt. Hastighetsfeilen er fremtredende når væsken inneholder lite ioner, det vil si at ledningsevnen er dårlig. Hastighetsfeilen kan minskes noe ved å velge elektrode med større elektrolyttutstrømningshastighet. Hastighetsfeil er også vanlig når forholdene i pluggen ikke er ideelle, for eksempel ved at den er gått tett.

Forgiftning: Hvis det ikke er overtrykk inne i referanseelektroden, siver væske inn i pluggen og elektrolytten. Det kan også skje ved store strømningshastigheter mot pluggen. Væsken påvirker etter en tid elektrolytten og gir varierende overgangspotensiale, det vil si nullpunktsfeil. Det finnes elektroder som inneholder to kammer, hvor elektroden i det ene kammeret forgiftes før det andre. Ved å måle spenningsforskjellen mellom elektroder i de to kamrene kan elektrolyttens tilstand overvåkes. Blir det en signifikant spenningsforskjell, betyr det at elektrolytten eller elektroden må skiftes.

Belegg: Pluggen kan få et belegg som nedsetter ledningsevnen i pluggen. Spesielt kan fett og proteiner i væsken gi problemer. Sølvioner fra referanselemen-



Figur 10.1:
Eksempler på oppbygning
av referanseelektrode, til
venstre, og pH-elektrode.

tet kan komme ut i pluggen. Der reagerer de med stoffer i væsken og gir belegg eller tilstopping. Som eksempel reagerer sølv med sulfid og danner sølvsulfid. Pluggen kan renses med mekaniske og kjemiske metoder oppgitt av fabrikant.

Overtemperatur: Ved høye temperaturer damper vann fra elektrolytten slik at konsentrasjonen endres.

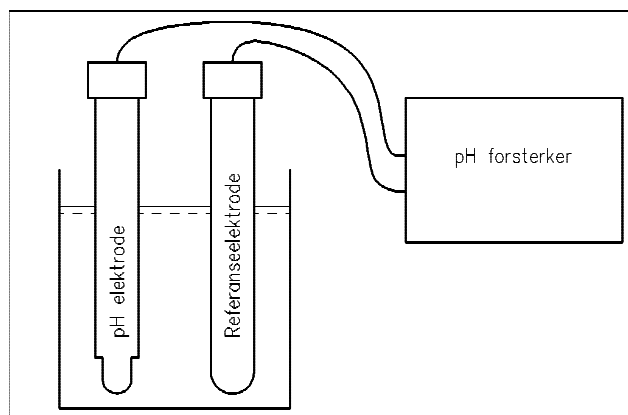
10.3 pH

10.3.1 Definisjon av pH

I rent vann er molekylene bare i liten grad dissosiert i H^+ - og OH^- -ioner, og produktet av konsentrasjonen av disse ionene er vannets likevektskonstant K_w . Fordi hydrogenioner er spesielt sterkt bundet til vannmolekyler, benyttes ofte formelen H_3O^+ , hydronium, i stedet for H^+ . Ved $25\text{ }^\circ\text{C}$ er $K_w = 1 \cdot 10^{-14}$, det vil si at konsentrasjonen av H^+ og OH^- begge er $1 \cdot 10^{-7}$ M. En vanlig definisjonen av pH er

$$\text{pH} \stackrel{\text{def}}{=} -\lg(c_{H^+}) \quad (10.6)$$

hvor c_{H^+} er hydroniumkonsentrasjonen. pH for rent vann er $-\lg(10^{-7}) = 7$. I syrer er konsentrasjonen av hydrogenioner større enn i rent vann, mens OH^- -ioner dominerer i baser. Dersom syren eller basen dissosierer fullstendig (alle molekylene er delt opp i ioner), har vi sterk syre eller base. En tynn løsning av sterk syre eller base sies å være ideell.



Figur 10.2:
Oppstilling for måling av
pH.

Dissosiasjonen for rent vann øker med temperaturen, slik at konsentrasjonen av både H^+ - og OH^- -ioner øker. Siden det bare er hydroniumionene som inngår i definisjonen av pH, endrer pH seg med temperaturen. Fra 0 til 100 °C varierer pH i rent vann fra 7,5 til 6,1. Mange pH-instrumenter måler temperaturen og kompenserer for denne effekten.

10.3.2 pH-måling

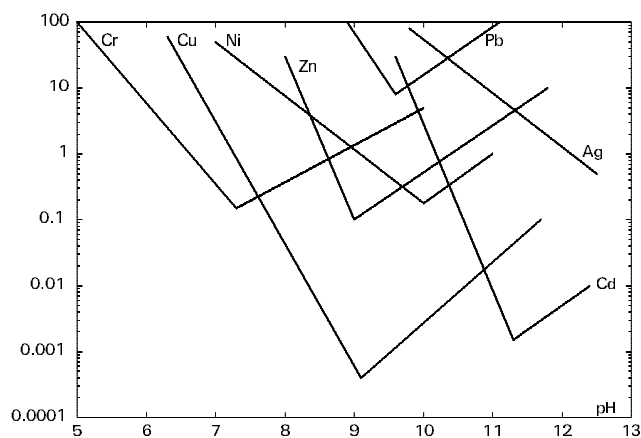
En pH-måleelektrode måler forskjellen i hydroniumkonsentrasjonen på inn- og utsiden av et glassmembran. Membranet er tynt, noen få tidels millimeter. Innsiden av elektroden er fylt med en referansebuffer med konstant pH. I stedet for glasselektroder kan også faststoffelektroder benyttes. De er laget i halvlederteknikk og består av en hydroniumfølsom elektrode og elektrodeforsterker. Faststoffelektroder eliminerer noen av de feilkildene glasselektrodenes har.

Når elektroden står i syre, tiltrekker membranet seg hydroniumioner fra syren slik at membranet blir positivt ladet i forhold til innsiden. Motsatt trekker en basisk løsning hydroniumioner fra membranet, og utsiden blir negativ. Det oppstår dermed en potensialforskjell mellom inn- og utside gitt av Nernsts formel. For pH-elektroder omskrives den til

$$U_e = U_0 - 198 \cdot 10^{-6} T \lg(\gamma c_{H^+}) \quad (10.7)$$

Her er U_0 spenningen når pH er lik på begge sider av membranet, T absolutt temperatur og c_{H^+} hydroniumionenes konsentrasjon. For ideelle løsninger er aktiviteten lik konsentrasjonen. Spenningen varierer lineært med pH og minker med økende pH. I praksis snus ofte fortegnet, slik at målesignalet øker med økende pH.

Membranpotensialet måles mellom en intern elektrode i pH-elektroden og en referanseelektrode, se figur 10.2. Måle- og referanselektroden blir ofte



Figur 10.3:
Prinsipiell løselighet,
mg/l, for noen metall-
hydroksider i vann som
funksjon av pH. Generel-
le utslippskrav: kobber 1,
sink 3, kadmium 0,1 og
bly 0,5 mg/l.

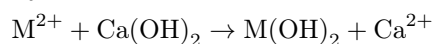
bygget sammen i en kombinasjonselektrode. Ulempen med kombinasjonselektroder er at hele enheten må skiftes ut når bare én av elektrodene er utbrukt. En fordel er at kombinasjonen er mindre følsom for elektrisk støy.

Måleelektrodens kildeimpedans er gitt av resistansen i glassmembranet og kan være flere hundre megaohm. Signalet fra elektrodene må derfor gjennom en forsterker med meget høy inngangsimpedans før de kan brukes. Kildeimpedansen faller med omkring 1 dekode/20 °C, det kan gi problemer ved lave temperaturer.

Som vi så i ligning 10.7, er måleelektrodens følsomhet proporsjonal med temperaturen, ved 25 °C er nernstfaktoren $RT \lg e/nF$ omtrent 59 mV/pH. I tillegg endrer overgangspotensialene mellom elektrolytter og elektroder seg med temperaturen. Derfor må både nullpunkt og følsomhet i elektrodeforsterkeren kalibreres ved aktuell måletemperatur.

Eksempel 10.2: En anvendelse av pH-måling finner vi ved fjerning av metallioner i avløpsvann. Galvanoindustrien overflatebehandler gjenstander, for eksempel ved fornikling, forkromming, sink-galvanisering og forgylling. Vann fra prosessen inneholder tungmetaller som fjernes ved felling. Det resulterende slammet resirkuleres eller deponeres.

Den vanligste måten å felle ut metallioner på er å omdanne dem til hydroksider ved tilsetning av kalk, $\text{Ca}(\text{OH})_2$, eller kaustisk soda, NaOH . For et divalent metallion M^{2+} er reaksjonen med kalk



Ionene kan også omdannes til metallsulfider, som har betydelig lavere løselighet. Ulempen er at det lett dannes giftig hydrogensulfid.

Optimal pH for maksimal utfelling som hydroksider (minimal løselighet) varierer fra metall til metall. Avhengigheten er vist for noen metaller i figur 10.3. I denne prosessen brukes pH-måling for å regulere tilsats av syre og lut for å oppnå riktig pH. Etter felling og før utslipp justeres pH til et intervall gitt av utslippskonsesjonen, ofte er tillatt område 6–9,2. ◀